

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

CARLA MOURÃO

MODELAGEM DE CONECTIVIDADE ENTRE ÁREAS PROTEGIDAS. PROPOSTA DE
REDE DE CORREDORES PARA GESTÃO INTEGRADA DA PAISAGEM NA REGIÃO
HIDROGRÁFICA SUL CATARINENSE

SÃO CARLOS – SP

2023

Carla Mourão

Modelagem de Conectividade entre Áreas Protegidas. Proposta de Rede de Corredores para
Gestão Integrada da Paisagem na Região Hidrográfica Sul Catarinense

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de doutora em Ciências, na área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: José Salatiel Rodrigues Pires

Coorientador: Orlando Ednei Ferretti

São Carlos – SP

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Carla Mourão, realizada em 30/06/2023.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires (UFSCar)

Prof. Dr. Victor Satoru Saito (UFSCar)

Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes (UFSCar)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (UnB)

Prof. Dr. Maurício Eduardo Graipel (UFSC)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos pela oportunidade oferecida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo financiamento por meio de bolsa de doutorado.

Ao Prof^o Dr. José Salatiel Rodrigues Pires, orientador, ao Prof^o Dr. Orlando Ednei Ferretti, coorientador, pelos conhecimentos transmitidos e confiança depositada em mim para a realização deste trabalho.

RESUMO

As pressões antrópicas estão fragmentando a paisagem e condenando a biodiversidade global, a qual realiza inúmeras funções ecológicas e fornecem serviços ecossistêmicos para manutenção e bem-estar da humanidade na Terra. Para garantir a preservação desses serviços precisamos mitigar o processo de fragmentação e assim atingirmos todo seu efeito cascata. Uma das principais soluções para esse processo é estabelecer conexões entre os remanescentes de vegetação que possibilitem o fluxo de espécies e assim, a manutenção da variação genética das populações. O objetivo deste estudo foi modelar uma rede de conectividade entre as Áreas Protegidas na Região Hidrográfica Sul Catarinense - Brasil. Os Corredores de Biodiversidade proposto são mais que áreas de conexão física de habitats, e sim, uma unidade de planejamento da paisagem na qual as zonas de interstício são sustentáveis com respeito ao uso da terra e dos recursos naturais, preservando a biodiversidade. Foram considerados fatores estruturais baseados nos mapas de uso e cobertura da terra, tamanho dos remanescentes florestais, Áreas de Preservação Permanente, declividade do terreno e como diferencial, inseriu-se um fator ecológico, a riqueza de espécie chave para proporcionar uma rede de conectividade funcional fundamentada na análise de caminho de menor custo para formação de cada corredor correspondente à conexão dos pontos indicados. Como resultado, foram identificados os pixels que continham os menores valores resultantes da combinação dos custos cumulativos de origem e destino, sendo modelados nove potenciais corredores. Nas análises dos corredores foi possível verificar os seus respectivos usos e cobertura da terra e o conflito existente com as áreas de preservação permanente, além de analisar o índice de cobertura de remanescentes de vegetação de cada caminho e detectar os gargalos que se formaram, dessa forma, determinar as áreas prioritárias para ações conservacionistas e propor diretrizes para a gestão integrada da paisagem na busca de qualidade de vida.

Palavras-chave: Conservação da Biodiversidade, Rede de Conectividade, Planejamento Sustentável.

ABSTRACT

Anthropic pressures are fragmenting the landscape and condemning global biodiversity, which performs numerous ecological functions and provides ecosystem services for the maintenance and well-being of humanity on Earth. To ensure the preservation of these services, we need to mitigate the fragmentation process and thus achieve its full cascade effect. One of the main solutions for this process is to establish connections between the remnants of vegetation which allow the flow of species and thus maintain the genetic variation of populations. The objective of this study was to model a connectivity network between the Protected Areas in the Southern Hydrographic Region of Santa Catarina – Brazil. The proposed Biodiversity Corridors are more than areas of physical connection of habitats, but also a landscape planning unit in which the interstice zones are sustainable with respect to the use of land and natural resources, preserving biodiversity. Structural factors were considered based on maps of land use and land cover, size of forest remnants, Permanent Preservation Areas, terrain slope and as a differential, an ecological factor was inserted, the key species richness to provide a functional connectivity network based on the analysis of the lowest cost path for the formation of each corridor corresponding to the connection of the indicated points. As a result, the pixels that contained the lowest values resulting from the combination of cumulative origin and destination costs were identified, and nine potential corridors were modeled. In the analyzes of the corridors, it was possible to verify their respective uses and land cover and the conflict that exists with the legally protected areas, in addition to analyzing the vegetation index of each route and detecting the bottlenecks that were formed, in this way, determining the areas priorities for conservationist actions and propose guidelines for the integrated management of the landscape in the pursuit of quality of life.

Key words: Biodiversity Conservation, Connectivity Network, Sustainable Planning.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	9
2 OBJETIVOS.....	12
2.1 OBJETIVO GERAL.....	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
3.1 GEOECOLOGIA DA PAISAGEM	13
3.2 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	14
3.2.1 Estrutura e Métricas da Paisagem	14
3.2.2 Fragmentação e Perda de Biodiversidade.....	16
3.3 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	18
3.3.1 Importância da Biodiversidade para Humanidade.....	18
3.3.2 Áreas Protegidas	20
3.3.3 Conectividade da Paisagem.....	23
3.3.4 Avanço no Conceito de Corredores Ecológicos à Corredores de Biodiversidade	27
3.4 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ANÁLISE AMBIENTAL.....	30
3.4.1 Planejamento Territorial Utilizando Sensoriamento Remoto e SIG	32
3.4.2 Análise Multicritério.....	32
3.4.3 Modelagem Ambiental	34
3.4.4 Modelo de Menor Custo.....	35
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	37
4.2 BASE DE DADOS.....	40
4.3 ETAPAS METODOLÓGICAS.....	40
4.3.1 Edição e Processamento dos Dados.....	42
4.3.1.1 Mapeamento do uso e cobertura da terra.....	42
4.3.1.1.1 Análise temporal das alterações de uso e cobertura da terra.....	46

4.3.1.2 Fragmentação da paisagem.....	46
4.3.1.3 Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente.....	50
4.3.1.4 Declividade.....	52
4.3.1.5 Riqueza de espécie.....	54
4.3.2 Integração dos Dados Espaciais Utilizando Análise Multicritério para Delimitação de Corredores.....	56
4.3.2.1 Modelagem das matrizes de custo.....	56
4.3.2.2 Definição dos pontos de conexão.....	59
4.3.2.3 Modelagem dos caminhos de menor custo.....	59
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
5.1 ANÁLISE DO USO E COBERTURA DA TERRA.....	61
5.2 ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM.....	65
5.3 MODELAGEM DE CONECTIVIDADE.....	70
5.3.1 Matrizes de Custo.....	70
5.3.2 Pontos para conexão.....	73
5.3.3 Imagens Matriciais de Custos Cumulativos.....	74
5.3.4 Classificação de Delimitação das Áreas dos Corredores na Paisagem.....	75
5.4 ANÁLISES DA REDE DE CONECTIVIDADE.....	79
5.4.1 Uso e Cobertura da Terra nas Áreas dos Corredores.....	79
5.4.2 Análise Espacial do Índice de Cobertura de Vegetação Florestal dos Corredores em Unidades de Paisagem.....	82
5.4.3 Análise das Áreas de Preservação Permanente nos Corredores.....	87
5.4.4 Áreas Críticas dos Corredores de Biodiversidade.....	98
5.4.5 Diretrizes.....	99
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	102
REFERÊNCIAS.....	105

1 INTRODUÇÃO

As transformações na composição da paisagem em decorrência da crescente expansão urbana e agrícola e também da pressão econômica têm atraído o interesse de pesquisadores nas últimas décadas, pois as atividades antrópicas tem causado uma rápida e intensa redução nas áreas de vegetação nativa e convertido paisagens ricas e diversificadas em fragmentos cada vez mais isolados (PEREIRA et al. 2001).

Os efeitos gerados pela fragmentação na estrutura das comunidades, como a perda de habitats, já foram reconhecidos como uma ameaça à integridade de diversos ecossistemas pelo mundo, podendo reduzir de 13 a 75% da biodiversidade, causando um acelerado impacto não só para as espécies, mas para todos os seus níveis de indivíduos (BENÍTEZ-MAVIDO et al., 2016, HADDAD et al., 2015). Segundo Newbold et al. (2015), as previsões futuras apontam para a queda de mais de 3,4% da riqueza global de espécies até 2100 caso esses avanços sobre as florestas continuem ocorrendo principalmente nos países subdesenvolvidos.

Na estratégia de mitigação dos efeitos negativos da fragmentação nas paisagens, foram criadas as Áreas Protegidas, nas quais a política de conservação da natureza ficou centrada, sobretudo, na proteção e manutenção dos grandes remanescentes de vegetação nativa (SAITO et al. 2016). Porém, de acordo com Beier e Noss (1998), sozinha, esse tipo de área protegida não é suficiente para manter a biodiversidade de um ecossistema.

No Brasil, os tradicionais princípios e práticas sobre a conservação e gestão ambiental, não foram estabelecidos ou implantados de forma fundamentada em conhecimento científico, de modo que o problema de conectividade não foi considerado no sistema de áreas protegidas estabelecido no país. Entretanto, com o intuito de enfrentar os desafios postos, pesquisadores e também o Ministério do Meio Ambiente vêm empenhando esforços para promover a integração de políticas públicas que propiciem a redução dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, colocando a conectividade de paisagens como estratégia para a gestão territorial, já que oferece alternativas de resiliência e vincula a temática ambiental à agenda de desenvolvimento neste novo milênio, inclusive, com reflexos importantes sobre a economia com práticas e ações sustentáveis.

Dada a importância biológica global que a Mata Atlântica tem, sendo considerado um dos hotspots da biodiversidade mundial e em contrapartida um dos biomas de floresta tropical do planeta mais ameaçado de extinção (SÃO PAULO, 2010), é imprescindível propor ações para frearmos esses impactos, estabelecendo uma proteção das áreas existentes, realizando possíveis conexões entre os remanescentes florestais, formando corredores de

conectividade de biodiversidade e aplicando estratégias para que o desenvolvimento das atividades antrópicas caminhe de forma sustentável.

Mitigar, ou até, reverter a fragmentação da paisagem, assegurando sua gestão baseada na sustentabilidade requer uma abordagem de estratégia integradora com ampla variedade temática e de escalas espaciais, além de considerar os processos ecológicos, mediante o uso de recortes das paisagens e dos limites administrativos (bacias hidrográficas e municípios inteiros) para dimensionar estruturalmente e funcionalmente os ecossistemas e as interações com os sistemas socioeconômicos (BRITO, 2012).

Vários estudos trazem a modelagem da conectividade sendo baseadas em análises físicas da paisagem. Taylor et al. (2006) já alertava que na literatura e na prática, os gestores ambientais frequentemente equiparavam a conectividade estrutural com a conectividade funcional, o que pode vir a ter consequências negativas para a conservação. Utilizar apenas métricas estruturais limita a análise da conectividade por não avaliar as respostas biológicas das espécies, podendo levar a estratégias equivocadas de manejo da paisagem.

Diante da problemática em se realizar uma análise levando em consideração somente aspectos físicos da paisagem, a pesquisa foi desenvolvida sob a hipótese que os padrões estruturais possam ser complementados com índices funcionais que corroborem a ocorrência dos processos ecológicos para identificar as áreas potenciais para implantar corredores de biodiversidade. Assim, a conexão entre os fragmentos deixa de ser determinada somente como uma conexão física, tendo a instauração de corredores apenas como uma das ferramentas para aumentar a conectividade entre os remanescentes, mas esta abordagem inclui movimentos e seleção de habitat, que permite determinar também a importância de preservar ou criar um determinado fragmento para a conectividade funcional da paisagem (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Com a pluralidade e dinamismo das questões espaciais que devem ser levadas em consideração para a criação dos corredores a utilização das geotecnologias é de extrema importância para a análise integrada da paisagem através de dados de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Essas ferramentas têm sido amplamente utilizadas, pois auxiliam na tomada de decisões e reduzem a subjetividade, identificando áreas que precisam conectar os remanescentes e propondo corredores, considerados temas importantes para avaliação no contexto espacial (FERRETTI; POMARICO 2013).

Dessa forma, este trabalho envolve a compreensão das transformações da paisagem ocorridas em uma região hidrográfica localizada no sul catarinense no domínio morfoclimático da Mata Atlântica, a realização de modelagem das áreas potenciais para a

implantação de corredores de biodiversidade, baseada em dados estruturais e funcionais da paisagem e análise da relação dos corredores propostos com índices de vegetação, com a legislação ambiental de áreas de preservação e os estreitamentos que os corredores sofreram em alguns pontos, devido à atividade antrópica, propondo algumas diretrizes para tornar a rede de conectividade um recorte territorial de gestão, buscando promover a gestão integrada da paisagem nos aspectos ambientais, socioeconômicos e culturais, assegurando maior efetividade e eficácia de resultados.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Complementar a metodologia apresentada por Louzada, Santos e Silva (2010), Santos et al. (2018) e Leal et al. (2019) para ajustar uma modelagem destinada a encontrar o menor caminho de custo para implantação de uma rede de conectividade da biodiversidade entre áreas protegidas da Região Hidrográfica Sul-catarinense a partir da utilização de fatores estruturais e funcionais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o comportamento das variáveis de meio físico, bem como suas inter-relações na área de estudo;
- Analisar as mudanças na estrutura da paisagem a partir do uso e cobertura da terra;
- Compreender o estado de fragmentação da paisagem por meio de métricas da paisagem;
- Identificar áreas com o maior potencial para a implantação de corredores de biodiversidade utilizando multicritérios estruturais e funcionais;
- Avaliar a “qualidade” dos corredores identificados (índice de cobertura de vegetação, índice de cumprimento da legislação e gargalos);
- Verificar como a paisagem e a legislação ambiental podem influenciar na recuperação e proteção da vegetação;
- Identificar as áreas prioritárias para recuperação florestal;
- Propor diretrizes visando o fortalecimento e conexão das áreas protegidas para a conservação da biodiversidade e os processos produtivos de forma sustentável.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 GEOECOLOGIA DA PAISAGEM

Estudos demonstram que a Ecologia da Paisagem foi a precursora na exploração de técnicas e métodos para avaliar a paisagem. No entanto, a Geografia também possui um respaldo teórico e técnico nesse sentido, dispondo de métodos e técnicas favoráveis para uma avaliação que leva em consideração as diferentes escalas dos elementos da paisagem. Ambas as ciências, portanto, são capazes de avaliar e testar sua metodologia quantitativa de análise espacial (SANTOS, 2017).

O entendimento desta ciência para estudos que almejam a proteção da biodiversidade é fundamental pelo fato que muitas espécies se movem entre habitats ou vive em áreas de bordas, onde diferentes ecossistemas se encontram. Para essas espécies, o padrão de ocorrência de tipos de habitats em uma escala regional é de grande importância. Por isso, nos últimos anos, a ecologia de paisagens como abordagem para a conservação cresceu tremendamente (TURNER et al., 2001; GUTZWILLER, 2002; BISSONETTE; STORCH, 2003; LINDENMAYER; FISHER, 2013).

Os autores do Programa Nacional de Conectividade de Paisagens – CONECTA (BRASIL, 2018), apontam que em meados do século XX, um novo entendimento dos sistemas naturais, com o reconhecimento da importância de distúrbios nos ecossistemas e dos múltiplos estados de equilíbrio possíveis, promoveu uma mudança na perspectiva nas agências de manejo de recursos naturais em várias partes do mundo. A ascensão da disciplina da Ecologia da Conservação e de todas as mudanças sociais e econômicas no território produziu uma abordagem ecossistêmica como uma estratégia de gestão integrada da paisagem, suas terras, águas e recursos vivos, que promovem a conservação e o uso sustentável de forma equitativa. E, para apoiar a sua aplicação, a IUCN (*The International Union for Conservation of Nature*) produziu em 2003 o livro “*Using the Ecosystem approach to Implement the Convention on Biological Biodiversity: key issues and case studies*” (Usando o Enfoque Ecossistêmico para implantação da Convenção sobre a Diversidade Biológica: questões-chave e estudos de caso) escrito por Smith e Maltby (2003).

Já Rodriguez et al. (2022) traz a Geoecologia das Paisagens como uma nova perspectiva onde a ideia da multidisciplinaridade valoriza a questão ambiental, favorecendo a ocorrência de estudos científicos contemporâneos e o aprofundamento de setores já

consolidados, oferecendo subsídios metodológicos e procedimentos técnicos de investigação na procura de ampliar a análise sobre o meio natural e integrar as correntes espacial (geográfica) e funcional (ecológica). Os autores afirmam que esta ciência apresenta uma visão sistêmica e integrada do meio ambiente sendo fundamental a adoção de um método de análise que considere os componentes da paisagem (água, solo, vegetação e atmosfera) e suas respectivas funções para os estudos ambientais. Em especial para o planejamento, quando a paisagem é analisada como um sistema dotado de componentes naturais e antroponaturais, integrado em diversas escalas tempo-espaciais. Isto condiciona compreender as paisagens como formações complexas, caracterizadas pela estrutura e heterogeneidade na composição dos elementos que a integram, com múltiplas relações internas e externas, com variados estados e diversidade tipológica.

Nesse contexto, a Geoecologia das Paisagens se enquadra como uma ciência ambiental que oferece uma contribuição essencial no conhecimento do meio ambiente, fornecendo fundamentos sólidos na elaboração de teorias e métodos para um planejamento e gestão ambiental sustentável, compatível com o processo de desenvolvimento.

3.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

3.2.1 Estrutura e Métricas da Paisagem

A estrutura de uma paisagem é o produto do relacionamento espacial entre os distintos ecossistemas. Mais especificamente, é a composição e configuração dos seus diferentes elementos, com habitats mistos ou tipos diversos de uso e cobertura. Na sua composição caracterizam-se os elementos possíveis de serem espacializados e julgados de acordo com a capacidade de interferir no funcionamento da paisagem. Enquanto que na configuração consideram-se o arranjo e o contexto desses elementos, isto é, o aspecto espacial da paisagem (MCGARIGAL, 2001 apud BRAGA, 2016).

Para Soares-Filho (1998), ao analisar uma paisagem devemos levar em consideração a sua estrutura como uma matriz composta por um grupo de ecossistemas dominantes, contendo manchas ou retalhos de outros ecossistemas isolados ou conectados entre si, variando em tamanho, forma, quantidade, tipo e disposição das unidades, entre outras características. Volotão (1998) alega que a capacidade de análise do arranjo espacial e temporal das variáveis do meio físico contribui para que tenhamos um conhecimento prévio da dinâmica da natureza, identificando os processos atuantes no desenvolvimento da paisagem, sejam físicos,

ecológicos ou físico-ecológicos, facilitando assim, sua descrição e permitindo um prognóstico mais eficiente quanto ao grau de proteção e fragilidade da paisagem estudada.

O conceito de análise da estrutura da paisagem apresentado por Lang e Blaschke (2009), visa à medição e quantificação de paisagens sob determinados aspectos estruturais e espaciais, com seus respectivos valores de medição, os quais denominamos medidas da estrutura da paisagem ou métricas da paisagem.

Segundo Majka (2007), a obtenção das métricas da paisagem se torna útil e necessária para identificar as origens ou os efeitos causais dos processos ecológicos que atuam ou atuaram na determinação do arranjo da área e de suas mudanças estruturais para desenvolver a modelagem de paisagem, como por exemplo, a conectividade entre fragmentos. Deve-se assim, analisar as informações sobre o conteúdo de um mosaico de paisagem, constituído por elementos como matriz, manchas (pachtes) e corredores, quantificando, por exemplo, a proporção de cada tipo ou categoria da paisagem presente na área de estudo (LEITÃO e AHERN, 2002).

Um grande número de métricas da paisagem foi desenvolvido ao longo das últimas duas décadas e mais de 100 métricas espaciais já foram descritas na literatura (MCGARIGAL, 2002), entretanto, a maioria das medidas são correlacionadas entre si, então não é necessária uma grande variedade para quantificar a paisagem. Contudo, a escolha das métricas deve refletir algumas hipóteses sobre o padrão da paisagem observada, e assim, identificar aquelas que melhor se aplicam aos objetivos propostos.

As métricas ao nível da paisagem, como a relativa ao número de manchas, integram a relação a todos os tipos de mancha ou classes em relação a toda a paisagem e quantifica a composição espacial da paisagem pela contagem de manchas e a proporção de abundância por cada classe, indicando quanto da área espacial analisada é dominada por cada classificação de uso e ocupação. A métrica relativa à área das manchas é considerada a medida da estrutura mais próxima da realidade e mais difundida entre os pesquisadores. A área total de uma classe é calculada somando-se todas as áreas de manchas de uma determinada classe numa paisagem. Tendo os valores obtidos de forma temporal, são usados de modo comparativo para compreender as modificações na estrutura da paisagem (COUTO, 2004; VOLOTÃO, 1998).

No que se refere a métricas de configuração espacial da paisagem, temos as relativas ao efeito de borda e tamanho dos remanescentes. Segundo alguns estudos brasileiros sobre os efeitos nas bordas em florestas de Mata Atlântica, eles podem variar até 500 metros adentro do fragmento dependendo da sua área, formato e do arranjo da paisagem (SILVA, 2010; SAMPAIO, 2011; FERRAZ, 2011; COSTA; GALVÃO; DA SILVA, 2019). Provocando o

aumento da temperatura do ar, déficit de pressão de vapor, resultando na perda de espécies que não toleram essas pressões e ainda favorecendo a invasão de espécies exóticas que são atraídas para as bordas. Esses processos promovem um desequilíbrio no ecossistema, alterando as relações ecológicas entre as populações (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Já a métrica relativa ao tamanho das manchas é o aspecto mais notável, se relacionando a várias questões, tendo influência direta no nível de energia e troca de nutrientes disponíveis, em determinar o fluxo de espécies e a contenção das mesmas no seu interior, até a distribuição e quantidade de espécies presentes em uma região dado que ele afeta de modo inversamente proporcional à razão da área de borda ou margem de uma mancha em relação ao seu interior (CASIMIRO, 2002; RAVAN; ROY, 1995; ODUM, 1983). Para Bennett (1999), a perda de espécies em ambientes fragmentados da paisagem é mais evidente em áreas que possuem a redução do tamanho de remanescentes de extensões maiores, para dois ou mais blocos isolados de tamanhos menores. Existem, ainda, evidências de que as áreas menores geralmente suportam menos espécies do que as maiores áreas do mesmo tipo de vegetação, tendo sua riqueza, a tendência de diminuir à medida que o tamanho da mancha fica menor (FORMAN et al., 1976).

Segundo O'Neill (1988) a aplicação dos índices de estrutura em estudos de paisagem é uma vantagem para análise, pois minimiza a necessidade de se adquirir informações em campo, sendo possível compreender e acompanhar os processos de alterações nas condições ambientais que vêm atuando a níveis regionais, continentais e até de grandes extensões globais através de dados detectados por imagens de satélite.

Não se pode deixar de destacar que as métricas de conectividade estrutural não fazem sentido se não forem ponderadas ou relacionadas à capacidade de movimento das espécies-focais, a qual é, muitas vezes, desconhecida. Portanto, corredores devem ser projetados levando-se em conta os processos envolvidos no comportamento de movimentação dos indivíduos, indo além dos aspectos puramente estruturais da paisagem (TAYLOR et al., 2006, CHETKIEWICZ et al., 2006).

3.2.2 Fragmentação e Perda de Biodiversidade

De acordo Long et al. (2010) e Rambaldi (2003) a fragmentação dos habitats naturais é definida como um processo envolvendo tanto a perda, quanto o fracionamento da unidade de paisagem, alterando suas condições ambientais em relação ao entorno. Essas alterações reduzem o tamanho do habitat disponível, desencadeando em um declínio espacial de áreas de vegetação e conseqüentemente em relação à sua qualidade, além de provocar e/ou acentuar o

grau de isolamento de populações de plantas e/ou animais, que ficam envolvidos em uma paisagem altamente modificada pelo homem e que sofrem com a ausência de conexão entre os remanescentes (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Os processos geocológicos degradantes derivam das modificações originadas por processos naturais ou causados por ações antrópicas, tendo como fontes causadoras o crescimento exponencial da população humana e a consequente expansão de áreas urbanas e agrícolas, que acarretaram mudanças na estrutura espacial dos habitats com a diminuição de áreas florestais além de, entre outros impactos, alterações dos recursos hídricos, o aumento da degradação das pastagens e dos processos de erosão, até a perda de biodiversidade (TAMBOSI et al., 2014; RODRIGUEZ et al. 2022). Devemos considerar também que além dos efeitos da fragmentação impactar a área de habitat, o processo resulta no aumento da complexidade do mosaico que pode ser avaliada por fatores de diversidade da paisagem e complexidade de bordas (METZGER, 1999).

A fragmentação é uma das mais graves e difundidas ameaças para a manutenção dos ecossistemas e da diversidade biológica (DEBINSKI; HOLT, 2000) e seus efeitos sobre a conservação das espécies silvestres são estudados há anos. Desde 1962, quando Preston demonstrou a existência de uma relação entre a extensão dos habitats e o número de espécies e, posteriormente, com a publicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacARTHUR; WILSON, 1967) vieram muitos trabalhos a fim de discutir a relação entre a extinção das espécies e a fragmentação, considerando os fragmentos de ecossistemas como similares a ilhas.

Estudos posteriores, como por exemplo o de Turner (1996), confirmaram que os maiores fragmentos tendem a possuir diversidade biológica maior do que aquela observada em fragmentos menores para florestas tropicais. Olf e Ritchie (2002) concluíram que a perda de habitat e a fragmentação de habitat tiveram um efeito negativo na diversidade de aves. Em outro exemplo, Aguilar et al. (2008) publicou as consequências genéticas da fragmentação do habitat em populações vegetais. Já o estudo de Moreno et al. (2014) contribuiu para o escasso conhecimento sobre os efeitos da fragmentação do habitat no processo de decomposição, fornecendo evidências de efeitos negativos do declínio do tamanho do fragmento na decomposição da serapilheira.

Entretanto, isto não significa que preservar os fragmentos maiores garante a conservação da diversidade biológica. A diferença na biodiversidade entre fragmentos de tamanhos distintos pode ser pequena ou não ocorrer para muitos grupos de seres vivos e ainda, fragmentos menores podem possuir espécies que não são observadas e fragmentos em

maiores. Sob a ótica da biologia de populações, se considerarmos como variáveis o tipo das espécies e da região, mesmo os maiores remanescentes de ecossistemas podem ser limitantes. Isto é particularmente verdadeiro para populações naturalmente pequenas, como grandes predadores, em biomas muito fragmentados (SOULÉ & SIMBERLOFF, 1986; TURNER, 1996).

Existem estudos ainda, como de Fahrig (2017) que concluem que não há evidências empíricas que apoiem a suposição generalizada de que um grupo de pequenas manchas de habitat geralmente tem menor valor ecológico do que grandes manchas da mesma área total. Contudo, Riva juntamente com Fahrig publicaram na *“Ecology Letters”* em 2022 concluindo que preservar pequenas manchas de habitat será fundamental para sustentar a biodiversidade em meio a crises ambientais em curso. E, recentemente, Teixeira et al. (2023) em seus experimentos tiveram a indicação que mesmo pequenos fragmentos florestais impulsionam serviços ecossistêmicos, destacando assim, os efeitos negativos da substituição da vegetação por monoculturas.

Portanto, de acordo com De Freitas e Garay (2021), uma estratégia de conservação do conjunto de fragmentos, independente de seus tamanhos, pode preservar a biodiversidade e seus mecanismos evolutivos primeiro na escala das paisagens e, em último termo, na totalidade do bioma.

3.3 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

3.3.1 Importância da Biodiversidade para Humanidade

O termo biodiversidade refere-se à diversidade biológica para designar a variedade de formas de vida em todos os níveis, desde micro-organismos até flora e fauna silvestres, além da espécie humana (ALHO, 2012). Cada espécie ou cada organismo é depositário de uma diversidade de genes, de formas, de produtos, de comportamentos, de relações que se vão somando e multiplicando em diferentes níveis e a compõe.

Segundo Sano e Martins (USP, 2012), apesar de a natureza e sua biodiversidade não existirem em função do ser humano, é fato que temos nos beneficiado enormemente de produtos dessa diversidade. Inúmeros organismos têm sua relação com a qualidade de vida do ser humano ao se tratar da execução de milhares funções ecológicas, as quais geram produtos que beneficiam ou proporcionam bem-estar para a sociedade. Os intitulados serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

A principal importância, para o ser humano, do uso da biodiversidade está no suprimento de produtos. Toda a nossa alimentação e parte significativa de nossas vestimentas, medicamentos e moradias são obtidas a partir de organismos vegetais ou animais. Outra maneira de benefício que obtemos dos ecossistemas é que a biodiversidade permite a manutenção de ciclos biogeoquímicos (carbono, nitrogênio, enxofre, entre outros), de importância muito grande para a sobrevivência dos organismos e para a manutenção da vida no planeta. Eles também ajudam a garantir o fluxo de água limpa e nos proteger de inundações ou outros perigos, como erosão do solo, deslizamentos de terra e tsunamis. Podem até contribuir para o nosso bem-estar espiritual, através do seu significado cultural ou religioso ou das oportunidades que proporcionam para o recreio ou para o desfrute da natureza. Neste sentido, a conservação da biodiversidade tem um caráter utilitário e essencial: nossa própria manutenção como espécie (HAINES-YOUNG; PORSCHIN, 2010).

A importância da biodiversidade para o bem-estar e a saúde humana só ganhou maior destaque quando o processo de perda da diversidade biológica alertou para a necessidade da conservação e do uso racional dos recursos vivos, com proteção ao fluxo de serviços dos ecossistemas naturais. Também diante da escalada de impactos causados pelo homem na biosfera, do reconhecimento da valoração dos ecossistemas naturais e do imenso potencial que as espécies têm para a economia humana (MEA, 2005; CHIVIAN; BERNSTEIN, 2008).

Para Naeem et al. (2016), este cenário em que a urgência exige a busca imediata de bem-estar humano, gera uma dinâmica na qual a biodiversidade é constantemente reduzida. A possibilidade de que exista um limiar de estoque e ele já tenha sido ultrapassado, alterando drasticamente as funções e serviços do ecossistema torna-se cada vez mais provável diante dessa realidade global.

Ainda segundo os autores, uma abordagem alternativa é focar em alcançar um estado robusto de bem-estar que leve à preservação ou retenção da biodiversidade. Nessa perspectiva, devem-se seguir as estratégias de negócios prudentes que empregam o princípio da precaução; investindo parte de seus lucros na proteção de seu capital por meio de seguros, pesquisa e desenvolvimento. Da mesma forma que ele é pré-adaptado às futuras mudanças nos mercados, um ecossistema rico em diversidade é aquele que é previdentemente ajustado às futuras mudanças ambientais. É preciso garantir a existência dos serviços ecossistêmicos dos quais somos dependentes e para isso é preciso desenvolver políticas que requeiram investimento e/ou conservação para proteger, e também, valorizar as formas de capital natural que os geram.

3.3.2 Áreas Protegidas

Segundo a Convenção da Diversidade (CDB, 1992) área protegida é como “uma área definida geograficamente que é destinada, ou regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação”. Para IUCN uma área protegida é estabelecida como “uma área terrestre e/ou marinha especialmente dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica e dos recursos naturais e culturais associados, manejados através de instrumentos legais ou outros instrumentos efetivos” (IUCN, 1994).

Como a perda em massa de espécies vivas no planeta vem se agravando, países considerados detentores de alta biodiversidade e com grande território adotaram a criação e delimitação dessas áreas, que possuem enorme relevância de importância estratégica de controle do território, incluindo o destaque político no contexto global. Segundo Medeiros e Garay (2006) tal controle, assim como os critérios de uso que o sustentam responde frequentemente à valorização dos recursos naturais existentes – não somente econômica, como também cultural, espiritual ou religiosa – e, também, à necessidade de resguardar biomas, ecossistemas e espécies raras ou ameaçadas de extinção.

No Brasil, com a evolução do conceito e das questões propostas, diferentes modalidades de áreas protegidas se materializaram sob a forma de distintas tipologias e categorias. Atualmente, são cinco as tipologias de áreas protegidas existentes: 1) Unidade de Conservação, 2) Área de Preservação Permanente, 3) Reserva Legal, 4) Terra Indígena e 5) Áreas de Reconhecimento Internacional. Cada uma delas, por sua vez, está subdividida em categorias que indicam diferentes objetivos e estratégias de gestão e manejo destas áreas (MEDEIROS; GARAY, 2006).

- 1) As UCs são a forma mais difundida de proteção. Inúmeras delas foram criadas no país com distintos objetivos e sob a gestão de diferentes órgãos. Mas até o final da década de 80 não existia no país um sistema de unidades de conservação com estrutura organizada e coesa. Somente no ano de 2000 que foi publicado o Serviço Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), cuja estrutura atende às necessidades de uso e conservação de recursos naturais no país. Elas representam um conjunto de 12 categorias de áreas protegidas, que se enquadram nas categorias de proteção integral (Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre) ou de uso sustentável: (Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional,

Reserva Extrativista, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva de Fauna e Reserva Particular do Patrimônio Natural);

- 2) As APPs declararam intocáveis todos os espaços nos quais a presença da vegetação garante a sua integridade. No total, o Código Florestal estabeleceu oito diferentes categorias de APPs em razão da presença de florestas e demais formas de vegetação. Estas categorias, em sua grande maioria, foram criadas para a proteção de áreas “cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. De fato, a principal justificativa foi a criação de áreas protegidas em função dos hoje denominados serviços ecossistêmicos que elas prestam à sociedade. Boa parte das APPs encontra-se situadas em terras públicas ou devolutas onde não existem condições do Estado estar presente para garantir a integridade ambiental ou onde a criação de outras tipologias de áreas protegidas é inviável e demorada;
- 3) As Reservas Legais transferiram, compulsoriamente, a responsabilidade e o ônus da proteção aos proprietários de terras. Segundo o Código Florestal, elas são “áreas localizadas no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuadas as de preservação permanente, necessárias ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas”. As diferentes categorias de RLs estabelecidas obedecem ao critério de localização da propriedade no território nacional em relação aos grandes biomas continentais;
- 4) As Terras Indígenas constituem um avanço significativo da política brasileira no sentido de reconhecer os direitos dos primeiros povos que habitavam o Brasil antes da chegada do colonizador, pois durante anos, elas não foram consideradas como área protegida no sentido estrito do termo. O caráter conservacionista das terras indígenas brasileiras e a integração destas terras à política nacional de gestão das áreas protegidas foram reforçados, sobretudo a partir dos anos 90, com o Programa Piloto de Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG7). Contudo, elas sempre representaram um importante instrumento de conservação e manejo da biodiversidade pelas populações autóctones. O artigo 28 do Estatuto do Índio já

reforçava esta ideia, ao estabelecer que, no caso específico dos Parques Indígenas, fosse garantida a preservação “das reservas de flora e fauna e as belezas naturais da região”;

- 5) Ao contrário das outras tipologias, as Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs) não possuem um instrumento único de criação: elas podem englobar os diversos tipos de áreas protegidas existentes no país e são estabelecidas em decorrência de acordos internacionais específicos dos quais o Brasil é signatário ou participante. Trata-se, pelo essencial, de áreas instituídas no nível planetário que têm em comum o fato de possuírem um instrumento de reconhecimento internacional, usualmente ratificado pelos Estados, mas de serem mantidas sob a sua gestão soberana.

As áreas protegidas são consideradas pela CDB instrumentos importantes na conservação da biodiversidade não somente por serem depositárias dos recursos biológicos, mas também por constituírem sítios onde a pesquisa e a utilização sustentável destes recursos podem ser desenvolvidas. Contudo, Medeiros e Garay (2006) alertam que a ampliação de áreas protegidas mediante, sobretudo, a criação de unidades de conservação de uso indireto não deve ser encarada como a única estratégia para resguardar a biodiversidade. Imobilizar os recursos naturais como instrumento sozinho de conservação, em territórios cujo é acesso restrito, cria verdadeiras desconexões para uma gestão e dissocia as populações locais e outros grupos sociais envolvidos do próprio processo de conservação.

Segundo Leuzinger (2009), embora a melhor estratégia para a conservação da biodiversidade *in situ* seja a criação de territórios especialmente protegidos, somente ilhas de preservação não garantem resultados positivos. O isolamento de áreas protegidas acaba reduzindo o tamanho das populações, interrompendo o fluxo gênico da flora e fauna, e a longo prazo, faz com que a preservação de muitas espécies fique insustentável (Ganem, 2007). Isto acontece porque a menor variabilidade genética conduz a uma redução da flexibilidade de uma espécie e a torna mais difícil de adaptar-se a alterações climáticas (BENSUSAN, 2006).

Segundo Viana e Pinheiro (1998) a definição de estratégias de conservação da biodiversidade deve ir além dos limites das UCs e levar em conta sua área ao entorno e também outras áreas protegidas como parte fundamental dos corredores, especialmente terras indígenas e quilombolas, além das áreas de uso de outros povos tradicionais, como caiçaras e

ribeirinhos, pois amplia a proteção dos remanescentes e a conectividade da paisagem com o potencial de conservação dos fragmentos adjacentes.

3.3.3 Conectividade da Paisagem

Nos últimos tempos, a conectividade ecológica configura-se como um dos mais prolongados e instigantes temas de discussão no âmbito da atual crise da biodiversidade, de forma que há uma importante produção científica a esse respeito (SAN VICENTE; VALENCIA, 2008).

Existem várias definições de conectividade de paisagem, entre as quais destacamos: a) grau no qual uma paisagem facilita ou restringe o movimento entre fragmentos (TAYLOR et al., 1993); b) compreende os efeitos conjuntos tanto da estrutura da paisagem quanto de seu uso por uma dada espécie, da habilidade desta em movimentar-se e de seu risco de mortalidade nos diferentes elementos da paisagem (MOILANEN; NIEMINEN, 2002); c) é um termo geral em que o conceito de corredor e barreira estão integrados e que indica como os fluxos ecológicos respondem à estrutura da paisagem (NOSS, 1993).

Vários estudos têm demonstrado que o movimento é muito importante para a viabilidade populacional em ambientes onde os recursos são distribuídos em manchas. Não promovê-lo e ignorá-lo pode levar a uma cascata de consequências incorretas ou mesmo potencialmente devastadoras. Em uma revisão de 32 estudos sobre movimentos de animais por corredores realizados até 1997, Beier e Noss (1998) observaram que as investigações com desenho metodológico adequado concluíram que os corredores eram benéficos para a conservação das espécies analisadas em cada caso.

Merriam (1991) considerou que a dispersão *interpatch* melhorou a sobrevivência da metapopulação, melhorando a sobrevivência individual, complementando o crescimento populacional e permitindo a recolonização após a extinção. Outros autores apresentam os benefícios para a conservação da vida selvagem e/ou da vegetação, como por exemplo, de pequenos mamíferos e sapos na Amazônia (DE LIMA; GASCON, 1999), marsupiais arbóreos em Queensland (LAURANCE; LAURANCE, 1999), borboletas na América do Norte (HADDAD; BAUM, 1999) e besouros na Escócia (PETIT; USHER, 1998).

Bennett (1999) sugeriu que em paisagens florestais os corredores podem não auxiliar tanto na dispersão ou em mudança na riqueza de espécies comparados com proposto em paisagens agrícolas (por exemplo, SAUNDERS; de REBEIRA, 1991) e paisagens urbanas

(por exemplo, CATTERALL; GREEN; JONES, 1991). No entanto, no Canadá, houve uma mudança na estrutura da comunidade de aves que foi mitigada quando os fragmentos foram conectados por faixas de proteção ciliar de 100 m de largura (SCHMIEGELOW; MACHTANS; HANNON, 1997). Na mesma área, Machtans, Villard e Hannon (1996) descobriram que as faixas de proteção ribeirinhas retidas aumentaram os movimentos de pássaros juvenis e mantiveram as taxas de movimento de adultos.

Gilmore (1990) revisou os efeitos das plantações florestais sobre os vertebrados terrestres na Austrália. O principal objetivo da plantação florestal é maximizar a produção de madeira, mas, a longo prazo, as medidas de conservação melhoram a produtividade, bem como os processos ecológicos da paisagem. Esses estudos descobriram que mesmo pequenos remanescentes tinham um valor considerável para os vertebrados da floresta e que muitas espécies podem usar a matriz de pinheiros para se locomover, mesmo que não residam nela (Moore e Allen, 1999).

Já a manutenção da floresta nativa dentro da paisagem de cultivo tem sido recomendada para melhorar o valor do habitat das plantações, juntamente com outros mecanismos de conservação, como rotação de colheita estendida (CRUZ, 1988; NORTON, 1999). O valor da floresta nativa dentro das plantações foi documentado para pássaros no Texas (DICKSON et al., 1995) e Nova Gales do Sul (FISHER; GOLDNEY 1998; LINDENMAYER et al., 2002).

Usando um experimento replicado em larga escala, Damschen et al. (2006), mostraram que manchas de habitat conectadas por corredores retêm mais espécies de plantas nativas do que manchas isoladas, que essa diferença aumenta com o tempo e que os corredores não promovem a invasão de espécies exóticas. Brudvig, Damschen e Tewksbury (2009) comprovaram que, no trabalho realizado no maior experimento de corredor do mundo (Savannah River Site, Carolina do Sul, EUA), ao aumentar a riqueza de espécies dentro das manchas-alvo, os corredores beneficiam adicionalmente a biodiversidade em habitats não-alvo circundantes, resultando um efeito de “transbordamento” da biodiversidade. Esse efeito se estende por aproximadamente 30% da largura dos fragmentos conectados de 1 hectare, resultando em 10-18% mais espécies de plantas vasculares em torno de manchas de habitat-alvo conectadas por corredores do que em torno de manchas de habitat não conectadas, mas equivalentes.

Podem ser distinguidos dois tipos de conectividade. A estrutural descreve relações físicas entre as manchas, como distâncias entre elas e corredores. É baseada completamente na estrutura da paisagem, ignorando as respostas dos organismos (TAYLOR et al., 2006). Já a

conectividade funcional, por outro lado, considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial (Goodwin 2003).

Segundo Bennett (1999), a conectividade estrutural e funcional é um exemplo da aplicação dos conceitos de ecologia da paisagem e de métricas, uma vez que é uma característica mensurável da paisagem e um fator da função paisagística utilizada na avaliação ou planejamento de questões relacionadas à biodiversidade. Dessa forma, ela é estabelecida para uma ampla gama de propósitos e conseqüentemente, não há um conjunto uniforme de diretrizes para a implementação e gestão de um projeto. Para cada situação em particular, o tipo de ligação mais eficaz e sua dimensão depende das espécies ou dos processos ecológicos em questão e seus requisitos de conectividade paisagística. Assim, as iniciativas destinadas a modificar a conectividade da paisagem devem combinar questões relativas à estrutura física da paisagem com a resposta dos organismos a esta estrutura.

Uma maior ligação entre a ecologia comportamental e a ecologia da paisagem, que estimule o estudo das interações organismo-paisagem, contribuirá ao desenvolvimento de propostas e estratégias orientadas a melhorar a conectividade. Só assim será possível garantir a sobrevivência das populações nas áreas de habitat cada vez menores que restam. Lima e Zollner (1996) propõem que uma maior eficiência na ligação entre as áreas pode vir da compreensão, na escala da paisagem, da informação disponível para um animal em quanto se desloca em seu ambiente, e como esta informação é usada na seleção de uma mancha ou um habitat. Estes estudos, têm contribuído muito ao entendimento dos efeitos dos padrões espaciais nos movimentos na paisagem

Com o objetivo de elevar o grau de validade sobre conclusões obtidas em estudos experimentais sobre a utilização de corredores, Beier e Noss (1998) atribuem fundamental importância para a escolha de espécies apropriadas para aqueles estudos referentes a táxons sensíveis à configuração do habitat em grandes escalas, como grandes vertebrados com extensas áreas de distribuição, em detrimento daqueles referentes a espécies que operam em escalas locais. O argumento que utilizam é que o planejamento sistêmico e integrado do território requer a consideração de variáveis em escala regional e, portanto, utilizar espécies mais exigentes, "espécies guarda-chuva", cujo requerimentos ambientais e área de atuação são maiores, então estará garantindo as condições ótimas para táxons com menos necessidades de movimento ou conexão, auxiliando assim na validação da conectividade.

Haddad, Rosenberg e Noon (2000) reivindicaram a validade demonstrativa dos estudos realizados em todas as escalas em que operam as espécies sensíveis à fragmentação, por menores que sejam essas escalas. O desenho dos corredores incluiria outras escalas

suprarregionais e mesmo continentais, de modo que os corredores se articulassem em redes multiescalares.

Posteriormente, Haddad e Tewksbury (2006) fazem uma nova revisão dos resultados obtidos sobre a eficácia dos corredores em 15 estudos experimentais realizados entre 1977 e 2003 e observam que parte dos estudos documenta a eficácia dos corredores aumentando as taxas de movimento ou troca genética, enquanto outros apresentam resultados neutros, sem obter evidências do papel condutor dos corredores, mas nenhum estudo mostra que os corredores diminuam as taxas de movimento das espécies estudadas.

Embora as evidências de que, dependendo das características das espécies consideradas e da configuração e contexto paisagístico em que se insere o corredor, pode ou não ter os efeitos desejados, o princípio da precaução faz com que a comunidade assuma cientificamente a necessidade de preservar os recursos existentes com corredores funcionais no território, de modo que, na medida do possível, onde tenham sido degradados, devam ser restaurados. Assim, os critérios para manter e restaurar a conectividade ecológica no território são gradativamente integrados às políticas de conservação no contexto internacional, de modo que também existe um alto consenso entre gestores e técnicos sobre sua necessidade (RIENTJES; ROUMELIOTI, 2003).

Resasco (2019) revisou estudos publicados entre 2002 e 2018 que testaram a eficácia do corredor comparando variáveis de resposta ecológica de manchas conectadas e não conectadas por corredores. A análise dos tamanhos reforçou as conclusões anteriores dos efeitos do corredor na dispersão, de que são eficazes para aumentar o movimento e ainda, ampliam mais essas conclusões, mostrando efeitos positivos em vários níveis de organização, inclusive nos níveis organizacionais de populações e comunidades. Considerando que a revisão anterior incluiu principalmente os efeitos do corredor na dispersão, pesquisas recentes mostram suporte para a eficácia do corredor em vários níveis de organização, de indivíduos a comunidades.

Outra característica que influencia o valor de um corredor é sua posição na paisagem. Brinson e Verhoeven (1999) propuseram que, em geral, os corredores deveriam estar localizados ao longo dos contornos ciliares para garantir a continuidade do habitat, com ênfase nos corredores ribeirinhos. Isso se deve à importância dos mesmos para a proteção das bacias hidrográficas e em parte porque tendem a serem ricos em espécies e estruturalmente diversos em relação às áreas circundantes. No entanto, a manutenção de uma variedade de topografias tem se mostrado importante para mamíferos e aves (CLARIDG; LINDENMAYER, 1994; MCGARIGAL; MCCOMB, 1992). Espécies que usam uma

variedade de recursos podem exigir uma variedade de formas de relevo, e pode ser necessário vincular habitats semelhantes cruzando habitats diferentes, por exemplo, ligando duas áreas ribeirinhas com um corredor no topo de uma serra.

De acordo com o Programa CONECTA (BRASIL, 2018) o reconhecimento do papel da conectividade de paisagens na conservação da biodiversidade dentro de paisagens dominadas pelos seres humanos passou do estágio conceitual para a implementação prática como estratégia de conservação, tendo se mostrado eficiente. Em várias partes do mundo, uma ampla gama de corredores agora está sendo protegida, gerenciada ou restaurada para melhorar a continuidade das populações de animais e manter processos ecológicos em ecossistemas fragmentados considerando as múltiplas escalas de conservação com vista ao desenvolvimento de políticas e ferramentas institucionais para o ordenamento territorial, a conservação da natureza e a promoção da justiça socioambiental.

3.3.4 Avanço no Conceito de Corredores Ecológicos à Corredores de Biodiversidade

A conectividade já teve diferentes abordagens dependendo do foco envolvido. Inicialmente ela foi pensada somente no contexto ecológico como uma rota para possibilitar o deslocamento da fauna a assim favorecer o fluxo gênico e evitar os problemas advindos do isolamento das populações (SIMPSON, 1936).

As primeiras concepções de Corredor Ecológico como um recorte territorial de gestão tinham um aspecto essencialmente voltado à preservação da natureza. Como exemplo, em meados da década de 1980, pesquisadores norte-americanos propuseram a criação de um corredor para proteger a Pantera da Flórida. As recomendações consistiam no fechamento de rodovias e a proibição do acesso de pessoas a áreas centrais para a conservação, além da restauração de ecossistemas (CRISTHOFFER; EISENBERG, 1985; NOSS; HARRIS, 1986).

Com o passar do tempo e com o aprofundamento das pesquisas, muitos estudos foram conduzidos e, principalmente com a prática da implementação desse modelo, alguns ajustes no conceito foram sendo feitos de modo a abrigar variáveis antes desconsideradas no processo de execução das ações de conexão. Surgiram ramificações disciplinares da ecologia clássica voltadas para o estudo do comportamento dos organismos em resposta ao isolamento geográfico que os habitats experimentavam, ou seja, o relacionamento entre os padrões espaciais e processos ecológicos (MELLO, 2013).

O autor ainda declara que durante toda a década de 1990, de posse de uma bagagem teórico-conceitual de grande valia, os gestores iniciaram a implementação dos corredores em todo mundo. Com o passar dos anos e com o conhecimento mais apurado de como implementar o modelo de corredores, os gestores se depararam com um entrave que até então era desconhecido. Muitos dos espaços territoriais entre as áreas núcleo dos corredores estavam em posse de proprietários privados que tinham interesses alheios ou divergentes ao da conservação. Foi então que os interesses de todas as partes, representados pelos diferentes agentes sociais envolvidos, tiveram que ser integrados, deixando de ser puramente ecológicos e atribuindo novos rumos, agregando variáveis socioeconômicas, institucionais e culturais.

Desde então, vem sendo discutida e implantada em diferentes partes do mundo uma definição de corredor mais abrangente, a qual inclui os agentes sociais, considerando sua diversidade sociocultural, e insere a conservação na esfera do planejamento territorial. Noss (1991) classifica os corredores em três tipos conforme sua escala de planejamento: (i) corredores de faixa de hábitat, que conectam partes pequenas e próximas de hábitats, efetivos para espécies de pequeno porte e tolerantes, destinados principalmente à conservação da biodiversidade em escala local; (ii) corredores em mosaico espacial, que são mais amplos e longos e abrigam uma maior variedade de paisagens e contribuem tanto para espécies de borda como de interior resultando em um mosaico que permitem o movimento diário e sazonal de espécies, e; (iii) corredores em escala regional, que interligam grandes extensões de terras podendo conectar reservas naturais em um contexto de redes regionais de áreas protegidas.

No ano de 2000 no Brasil, a lei que instituiu o Sistema Nacional das Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Lei Federal 9.985/2000), define no seu artigo 2º, corredor ecológico como:

[...] porção de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação com o objetivo de possibilitar o fluxo gênico e o movimento da biota, facilitar a dispersão de espécies, a recolonização de áreas degradadas e a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais (BRASIL, 2000, art.2º, XIX).

A lei do SNUC objetiva, além de outros, a proteção de grandes áreas por meio de um conjunto de unidades de conservação, suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos (BRASIL, 2000, art.5º, XII). As referidas normas utilizam o conceito de corredor sob o ponto de vista da conexão biológica ou da conexão entre áreas protegidas. A função

principal desse corredor é de favorecer o movimento da biota facilitando a dispersão de espécies, em uma aplicação estritamente ecológica.

Na perspectiva de que os corredores possibilitam incluir múltiplas escalas conceituais na conservação da natureza, Mello (2013) afirma que se torna importante integrar as áreas protegidas na paisagem de modo a preservar não somente amostras isoladas de um ou outro ecossistema, mas uma rede de remanescentes de certo tipo de ecossistema disseminados na paisagem e que podem, eventualmente, estar associados a outros ecossistemas. Além de facilitar a conservação da heterogeneidade espacial própria aos ecossistemas, este enfoque pressupõe que a estratégia para conservação considere, pelo menos, a dimensão espacial da escala da paisagem.

Na última década do século XX, as pesquisas com corredores já começam a tomar novos rumos. Influenciados em grande parte pelas proposições de Ayres et al. (1997 apud MELLO, 2013) e cientes de que a conservação em larga escala requer atenção para um número maior de variáveis e disciplinas, os planejadores ampliam o foco de atuação dos corredores passando a incorporar outras denominações na medida em que se desenvolvem diferentes conceitos, dando origem aos Corredores de Biodiversidade. Tal conceito objetiva não só a conexão entre habitats, mas a construção de uma paisagem na qual as zonas de interstício são sustentáveis com respeito ao uso da terra e dos recursos naturais.

Sanderson et al. (2003) denominam os corredores de maneira mais precisa como corredores de conservação da biodiversidade e os caracterizam como espaços sub-regionais, biológica e estrategicamente definidos, selecionados como unidades de planejamento e implementação de conservação em larga escala onde ações são tomadas para integrar a representação e viabilidade das espécies, ecossistemas, processos ecológicos e evolucionários em um cenário explícito de necessidades humanas.

Prado et al. (2003) seguem na mesma linha e afirmam que o corredor ecológico ou de biodiversidade é um mosaico de usos da terra que conectam fragmentos de florestas naturais por meio da paisagem. O objetivo do corredor é facilitar o fluxo genético entre populações, aumentando a chance de sobrevivência das comunidades biológicas e de suas espécies. Afirmam ainda que o corredor de biodiversidade é uma unidade de planejamento regional, muito mais que um mecanismo de zoneamento, pois está baseado não na instituição de novas restrições quanto ao uso da terra, mas na implantação de mecanismos econômicos compensatórios que estimulem os proprietários a comprometer-se com a conservação.

As novas definições de corredores mudam o foco provindo da Ecologia de Populações e até então estritamente ecológico para um foco geoecológico, mais amplo e sistêmico. Suas

características biológicas não são perdidas, mas agregam a elas, uma preocupação antes inexistente. A paisagem é tratada como um território no qual é necessário introduzir uma gestão em nível regional adequada utilizando os corredores como uma unidade de planejamento das ações de conservação, agora com componentes socioeconômico e ambiental que envolvem e integram diversos objetivos no ordenamento territorial, tais como, a restauração e manutenção da conectividade, o desenvolvimento econômico, o uso sustentável dos recursos naturais e o fortalecimento das áreas protegidas (PINHEIRO, 2010).

Dessa forma, em uma perspectiva mais ampla, a criação de grandes corredores de conservação da biodiversidade permitirá a proteção dos ambientes naturais em escala regional a partir das estratégias para a conservação da diversidade biológica nos *hotspots* e nas grandes regiões naturais. Mais do que áreas físicas, os Corredores de Biodiversidade são, portanto, recortes de planejamento territorial onde são estabelecidas, de forma coordenada, políticas que buscam criar, implantar, fortalecer, expandir e aumentar a conectividade entre áreas protegidas e áreas de uso humano, com vistas à conservação da biodiversidade (BRASIL, 2002, RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003; SÃO PAULO, 2019).

3.4 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS À ANÁLISE AMBIENTAL

As geotecnologias podem ser definidas como um conjunto de aparatos tecnológicos relacionados à computação (*hardware, software*, usuários, banco de dados e metodologias de análise), aliados aos conhecimentos científicos necessários para estudar a superfície da Terra, realizando a aquisição, tratamento e a produção de informações de forma georreferenciada, agregando assim, áreas como Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas (SIG), Processamento Digital de Imagens (PDI), Cartografia Digital e Sistema de Posicionamento Global (GPS) (MATIAS, 2001; ROSA, 2005). O que acaba causando certa confusão, como o tratamento de SIG como sinônimo de geotecnologia e vice-versa. No entanto o termo geotecnologia é mais amplo e engloba procedimentos envolvidos desde a captura da informação até a obtenção do produto final gráfico. Já o SIG pode ser descrito como o conjunto de ferramentas para instrumentalizar a geotecnologia (LOUZADA, 2010).

O avanço dos instrumentos computacionais concomitante aos métodos automatizados de análise das informações espaciais das geotecnologias tem proporcionado consideráveis contribuições para a ampliação das categorias de estudo do espaço geográfico, gerando novos

conhecimentos do ambiente e das variáveis atuantes na dinâmica de transformação gerada pelo homem (SOUZA, 2015).

Segundo Longley et al. (2013), a análise espacial é o ponto crucial dos SIGs, pois abrange todas as transformações, manipulações e métodos passíveis de ser aplicados aos dados geográficos, dando-lhes valor, transformando-os em informações úteis, além de fornecer subsídios para a tomada de decisão de padrões que não são detectados à primeira vista. Moreira et al (2001) destacam que essa análise conta com um conjunto de procedimentos encadeados, cuja finalidade é escolher o melhor modelo para explicar os fenômenos geográficos, principalmente quando trabalhamos com informações espaciais contínuas (precipitação, temperatura, umidade, entre outras), em que as propriedades das variáveis mudam suavemente, ou seja, a mudança deve ocorrer de forma gradual, transitória e probabilística (FERREIRA, 2014).

O uso do SIG tornou-se um grande aliado no desenvolvimento dessas pesquisas, pois é capaz de efetuar vários tipos de análises, dentre elas, a baseada na localização, como a análise de tabelas de atributos, junção espacial, operações de sobreposição e a baseada em lógica *fuzzy*, como por exemplo, geração de faixas de distâncias, altimetria, interpolação espacial, entre outras (LONGLEY et al., 2013).

O sistema *fuzzy* consiste em caracterizar quantitativamente classes, que por diversos motivos não estabelecem limites rígidos (bordas de interrupção) entre suas classificações, permitindo que os valores possuam graus de pertinência entre seus limiares e não apenas valores como verdadeiro ou falso, como se restringe a lógica booleana. Na booleana consideramos que os limites entre categorias são bruscos e exatos, omitindo a incerteza na transição espacial entre polígonos ou categorias vizinhas, já na lógica *fuzzy*, os limites espaciais entre duas categorias ou mais são representados por zonas transitórias e os valores, distribuídos de forma contínua (FERREIRA, 2014).

De acordo com Burrough e Heuvelink (1992), a lógica *fuzzy* é mais adequada que a booleana, pois auxiliam na modelagem dos problemas, tornando-os menos complexos, e admite que os usuários definam classes de funções de pertinência com base em experiências práticas, reduzindo drasticamente a propagação de erros.

Portanto, as técnicas de análise espacial e do SIG contribuem de modo expressivo para a rapidez, eficiência e confiabilidade, sendo possível caracterizar adequadamente a forma de organização do espaço, fiscalizar os recursos naturais, bem como definir estratégias viáveis para um bom planejamento territorial e ambiental.

3.4.1 Planejamento Territorial Utilizando Sensoriamento Remoto e SIG

Abordagens da Geoecologia da Paisagem, com técnicas de sensoriamento remoto e uso do SIG são necessárias quando o desafio é quantificar os mosaicos da paisagem no tempo e no espaço. A identificação das tendências dos padrões da paisagem fornece um conjunto de indicadores fundamentais para avaliar o status ecológico e as disposições em escalas variadas, admitindo comparações entre diferentes tipos de risco ecológico na paisagem, tais como erosão, prejuízo da produtividade do solo, perda da função hidrológica e da biodiversidade (JENSEN, 2009). Nesse sentido, a utilização de ferramentas de levantamento de dados e análises espaciais, como as métricas de paisagem, associadas ao SIG e ao Sensoriamento Remoto auxilia na identificação dos parâmetros explicativos do uso da cobertura vegetal através de uma análise estatística (LANG; BLASCHKE, 2009).

O avanço, devido à revolução nos meios de observação da Terra, das resoluções espectrais, radiométricas, espaciais e temporais tem contribuído para melhores resultados na discriminação de alvos que ocorrem na superfície. Neste sentido, as informações advindas das aplicações das geotecnologias tornaram esta ferramenta crucial para o monitoramento, planejamentos e zoneamentos ambientais de forma rápida e confiável (OLIVEIRA, 2013; SOUZA, 2015; MASEK et al., 2015; PELUZIO, 2017).

Oliveira et al. (2015) verificaram que as geotecnologias são importantes ferramentas de auxílio na determinação de áreas propícias para a implantação de corredores, bem como de áreas propícias para análise integrada da paisagem, gerando um cenário alternativo para a recuperação do ambiente, o zoneamento ecológico e a conservação ambiental. Escobar (2016) constatou que as geotecnologias também têm proporcionado uma ampla utilização para a tomada de decisão do poder público e empresarial, pois podem apresentar a funcionalidade de medidas de conservação de áreas protegidas, dinâmica de ocupação e transformação do uso da terra. Diante dos benefícios dessas ferramentas, as geotecnologias, cada vez mais, vêm sendo empregadas na gestão de um ou mais temas associados à superfície da Terra.

3.4.2 Análise Multicritério

A análise multicritério (AMC) baseia-se no mapeamento de diferentes variáveis por plano de informação e na definição do grau de pertinência de cada plano e de cada um de seus componentes de legenda para a construção do resultado (MOURA, 2007), tendo como objetivo fornecer aos usuários ferramentas que o levem a explorar o problema integrando

diferentes opções nas suas ações, onde vários pontos de vista dos atores envolvidos são considerados, em condições nas quais há a necessidade de identificar prioridades sob a ótica de múltiplos critérios (VINCKE, 1992; GOMES, 1996).

A utilização da AMC teve início durante a Segunda Grande Guerra, sendo utilizada como recurso no planejamento ambiental e territorial no cenário militar inglês e norte-americano (ZUFFO et al. 2002). Contudo, em meados dos anos 70, se viu a necessidade de avaliar e descrever critérios que fossem quantitativos, e também, qualitativos (MIRANDA, 2005). O aumento do número de informações e a necessidade de utilizá-las no processo decisório refletiram na complexidade da análise, fazendo com que surgissem novos métodos na tentativa de alcançar maior assertividade nas tomadas de decisão. Neste sentido, surgiram como apoio métodos multicritérios de tomada de decisão, que são vistos como ferramentas matemáticas, eficazes para resolução de problemas em que existem critérios conflitantes (BRANS e MARESCHAL, 2005), sendo utilizados em grande número nas etapas de diagnósticos em estudos para planejamentos ambientais, como avaliação de impactos ambientais no planejamento urbano e regional, além ser uma das técnicas decisivas para o processo de delimitação dos corredores ecológicos (FIDALGO, 2004; ZUFFO et al. 2002; GOMES et al. 2004).

Nos anos subsequentes, o desenvolvimento da AMC foi associado com o SIG. Essa associação se baseia no mapeamento de variáveis por plano de informação, representados em formato vetorial ou matricial, e na definição do grau de pertinência de cada plano de informação com seus componentes, a fim de construir um resultado (MOURA, 2007).

Como forma de ponderação na modelagem espacial, a análise multicritérios é utilizada em conjunto com as técnicas de álgebra de mapas, ou seja, operações matemáticas sobre mapas e estatística tradicional, que produz novos dados, a partir de funções de manipulação, aplicadas a um ou vários mapas, dada a preferência para formato matricial (*raster*), a qual otimiza o cruzamento de dados (TOMLIN, 1990).

Existem diversos métodos de análise multicritérios com suporte à decisão, como por exemplo, o *Analytic Hierarchy Process* - AHP, proposto por Saaty, 1977 com o objetivo de promover a superação das limitações cognitivas dos tomadores de decisão e tendo como ideia central a redução do estudo de sistemas a uma sequência de comparações por pares.

O Processo Analítico Hierárquico envolve julgamento subjetivo mais baseado em dados quantitativos e qualitativos, que proveem das comparações paritárias, que são baseadas em experiência, intuição e também em dados físicos, sendo bastante utilizado em tomadas de decisão (JIANYUAN, 1992). O método permite organizar e avaliar a importância relativa

entre os critérios estabelecidos e possibilita medir a consistência dos julgamentos efetuados, além de oferecer critérios de comparação para cada combinação efetuada, sendo possível determinar um conjunto ótimo de pesos utilizados para a combinação dos diferentes mapas (MOREIRA et al., 2001).

Para representar a importância relativa de um elemento em relação a outro, uma escala de avaliação chamada "Escala Fundamental de Saaty" foi formulada pelo autor para ser introduzida à análise. Ela define e explica os valores de 1 a 9 atribuídos a decisões em comparação por pares de elementos em cada nível em relação a um critério no nível superior seguinte (TABELA 1).

Tabela 1 – Escala de comparadores entre fatores

VALORES	CRITÉRIOS
1/9	Extremamente menos importante que
1/7	Muito fortemente menos importante que
1/5	Fortemente menos importante que
1/3	Moderadamente menos importante que
1	Igualmente importante a
3	Moderadamente mais importante que
5	Fortemente mais importante que
7	Muito fortemente mais importante que
9	Extremamente mais importante que

Dessa forma, com a análise multicritério e a álgebra de mapas, os valores obtidos pela ponderação podem ser sistematizados e representados espacialmente num mapa temático (MOURA, 2007).

3.4.3 Modelagem Ambiental

Como já abordado anteriormente, a aplicação da modelagem em ambientes terrestres é cada vez mais frequente; mas para alcançar os resultados esperados é importante que se entenda o quê e para quê modelar.

No ambiente de pesquisa geocológica, deparamos com diversas fontes de dados e informações espaciais. As possíveis combinações entre elas nos permitem realizar inúmeros

procedimentos de análise geoespacial, dentre eles, a modelagem ambiental (FERREIRA, 2014).

Segundo Elmasri e Navathe (2004) um modelo de dados é definido como conjunto de conceitos usado para descrever a estrutura e as operações em um banco de dados, que geram representações simplificadas de objetos e fenômenos do mundo real, visando representá-los em um sistema informatizado, a fim de que se possam compreender situações complexas. Esses modelos se referem à técnica de pesquisa que resulta na representação de um sistema, a partir da definição de um conjunto de hipóteses ou previsões, que geram resultados passíveis de serem aceitos, rejeitados ou modificados conforme a visualização do pesquisador (SOARES-FILHO, 1998).

Portanto, em Louzada et al. (2010) verifica-se que a modelagem é uma ferramenta essencial para o planejamento, com análise e integração de vários fatores aliados a um conjunto de dados, podendo ser realizada por meio da geotecnologia, em um SIG, contribuindo de forma rápida, eficiente e confiável em análises envolvendo os processos de degradação dos fragmentos envolvidos. Permite também, representar os processos ambientais e suas interações no espaço e no tempo, através de operações aritméticas ou lógicas, a fim de compreender melhor o ambiente (FELGUEIRAS, 2001), desenvolver parâmetros para prescrever ações de manejo para conservação da fauna e flora, considerando a distribuição dos remanescentes florestais, visando a minimização dos impactos causados (MUCHAILH et al., 2007), além de ser possível delinear o percurso de corredores ecológicos/da biodiversidade, de acordo com alguns estudos publicados recentemente, como o de Graviola (2019) demonstrando a sua eficiência para tal.

3.4.4 Modelo de Menor Custo

Dentro do contexto da modelagem, os desafios encontrados na tomada de decisão frequentemente estão relacionados com a escolha de alternativas com o menor impacto, dentre as várias possíveis.

A partir da revisão bibliométrica sistemática para a identificação de métodos para elaboração de corredores ecológicos, realizada por Oliveira (2022), verificou-se uma tendência no uso da modelagem do caminho de menor custo (CMC), do inglês *least-cost path* (LCP), visto que 75% dos trabalhos analisados utilizam o modelo.

Segundo Guo e Liu (2017), embora não exista um acordo sobre o melhor método na proposição de corredores, o modelo de CMC é o mais popular, sendo até considerado o modelo mais eficaz na proposição de corredores ecológicos, segundo Teng et al. (2011).

Para Chetkiewicz et al. (2006), o CMC é uma abordagem semelhante à teoria de percolação, entretanto esse modelo envolve os custos para estimar o movimento entre dois pontos analisando a permeabilidade da paisagem e também identificar regiões que são mais propícias à implementação de corredores (PINTO; KEITT, 2009). É gerado a partir de uma superfície de custo ou superfície de fricção, representado por uma matriz que associa um valor (custo) ao atravessamento de uma célula/pixel de acordo com seus efeitos facilitadores/dificultadores (ATKINSON et al., 2005). Conforme já apresentado, a geração dessa superfície de custo é, em geral, resultado de um processo de análise multicritério, em que são ponderados os fatores de quantificação do custo de permeabilidade de cada célula.

O desafio de encontrar o caminho mais curto entre dois nós de um grafo ou uma rede é um dos clássicos da ciência. O mais famoso dos algoritmos para resolver o problema de caminho mínimo em redes é o de Dijkstra. Proposto em 1959, é considerado muito eficiente em encontrar o caminho mais curto em grafos densos e com pesos não negativos. A partir das premissas encontradas na literatura, o CMC, baseado nesse algoritmo, tem sido o mais empregado para o delineamento de corredores, especialmente para espécies focais, portanto a modelagem de menor custo pode ser utilizada para medir a distância entre manchas da paisagem e para avaliar a sua conectividade (ADRIAENSEN, 2003; FOLTÊTE et al., 2008).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada dentro dos limites da Região Hidrográfica 09 – Sul Catarinense (FIGURA 1), a qual abrange duas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina, a Bacia Hidrográfica do Rio D’Una e a Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão, além do Complexo Lagunar Sul Catarinense e bacias contíguas com sistemas de drenagem independentes. A área engloba, total ou parcialmente, 25 municípios catarinenses, contendo 6.610 km², com perímetro de 551 km.

Suas características físicas foram recentemente levantadas no Diagnóstico Socioambiental para subsídio ao Zoneamento Ecológico-Econômico da RH9 realizado pela Secretaria Executiva do Meio Ambiente do estado de Santa Catarina. Nele, as unidades geológicas e geomorfológicas da área foram caracterizadas como bastante heterogêneas, tendo uma amplitude altimétrica de 1811m, o que confere à região paisagens naturais bem peculiares, como: o relevo escarpado do Serra Geral, as montanhas das Serras do Leste Catarinense, a Depressão Carbonífera e as planícies litorâneas com extensos campos de dunas e praias recortadas por promontórios rochosos.

A RH9 apresenta dois tipos de clima: o subtropical mesotérmico úmido com verões quentes e o subtropical mesotérmico úmido com verões amenos. Ambos os tipos de clima apresentam estações bem definidas que favorecem o cultivo de uma gama de produtos agropecuários durante todo o ano, bem como a diversificação de outras atividades econômicas como o turismo durante o ano. Em geral, a precipitação pode ser considerada bem distribuída e abundante durante todos os meses do ano. Possui uma alta densidade de drenagem, aproximadamente 2,70km/km² tendo grandes rios que nascem nas terras altas e deságuam no complexo lagunar e oceano. Alguns destes rios ainda mantêm certo grau de preservação da vegetação nativa e da qualidade das águas (como por exemplo, o alto dos rios Capivari, Braço do Norte e Duna) e outros nem tanto (ex.: Rio Tubarão e Rio Urussanga). Existem também zonas aquíferas de grande importância hidrogeológica local e regional (SANTA CATARINA, 2022).

A RH tem a cobertura vegetal composta pelo domínio Mata Atlântica incluindo todos os tipos de vegetação: florestas, campos de altitude, manguezais e restingas. O MonitoraSC (2020) identificou 22 espécies nativas de vegetação com diferentes graus de ameaça.

Considerando o Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina (IFFSC, 2016), tendo como base o mapa fitogeográfico de Klein (1978), a RH9 é dividida em 6 regiões fitoecológicas distintas: (1) Campos de Altitude; (2) Campos com Capões, Florestas Ciliares e Bosque de Pinheiros; Florestas de Faxinais; (4) Floresta Nebular; (5) Floresta Ombrófila Densa; e (6) Vegetação Litorânea. Sendo a região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa a maior parte desta área, significando 81,53% ou 4.696 km² da RH (SDS 2017, dados não publicados).

Com relação às Áreas Protegidas, foram identificadas no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) a existência de 4 Unidades de Conservação (UC) dentro dos limites da RH9 (CNUC/MMA 2016, dados não publicados): Parque Nacional São Joaquim, Parque Estadual Serra do Tabuleiro, Parque Estadual Serra da Furada e Área de proteção Ambiental Baleia Franca. Além disso, foi verificada a existência de 5 Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) no interior da RH9 (SIM-RPPN/ICMBio 2016 & FATMA 2004, dados não publicados): RPPN Rio da Prata Bugio; RPPN Barra do Rio do Meio, RPPN Passarim, RPPN Passarim II e RPPN Reserva Araponga. Existe também a demarcação de uma terra indígena (TI) denominada “Cachoeira dos Inácios” no município de Imaruí. Outras 7 áreas protegidas que estão bem próximas ao limite da RH9 também foram incluídas para possível conexão: Reserva Biológica Estadual do Aguaí, RPPN Corvo Branco, RPPN Grande Floresta das Araucárias, RPPN Pedra da Águia, RPPN Portal das Nascentes, RPPN Portal das Nascentes II e RPPN Leão da Montanha.

Neste contexto que está inserida a RH, de uma região inserida na Mata Atlântica que tem histórico variado de ocupação e uso da terra, com vastas áreas florestais ainda conservadas e outras áreas apresentando grande pressão antrópica e altas taxas de desmatamento, é de extrema relevância análises de mudanças de cobertura da terra para compreender a dinâmica do território e auxiliar no planejamento socioambiental futuro, tendo como parte fundamental, a implantação dos Corredores de Biodiversidade.

A região recentemente foi alvo de estudo para o ZEE do estado de Santa Catarina, mas não tratou sobre conservação da biodiversidade e todo seu efeito na população. Desta forma, este trabalho pode contribuir para a tomada de decisão do governo para as políticas públicas desta região e servir de exemplo para as outras áreas ainda a serem estudadas.

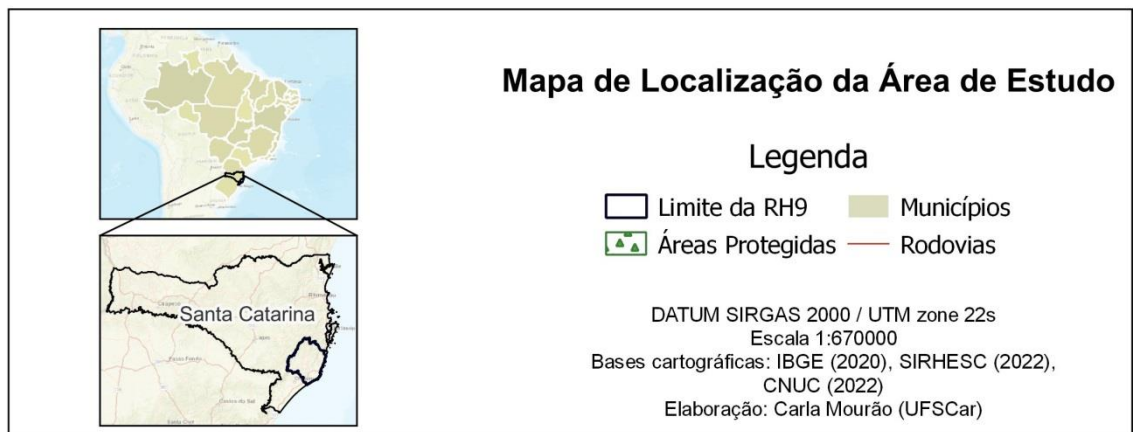
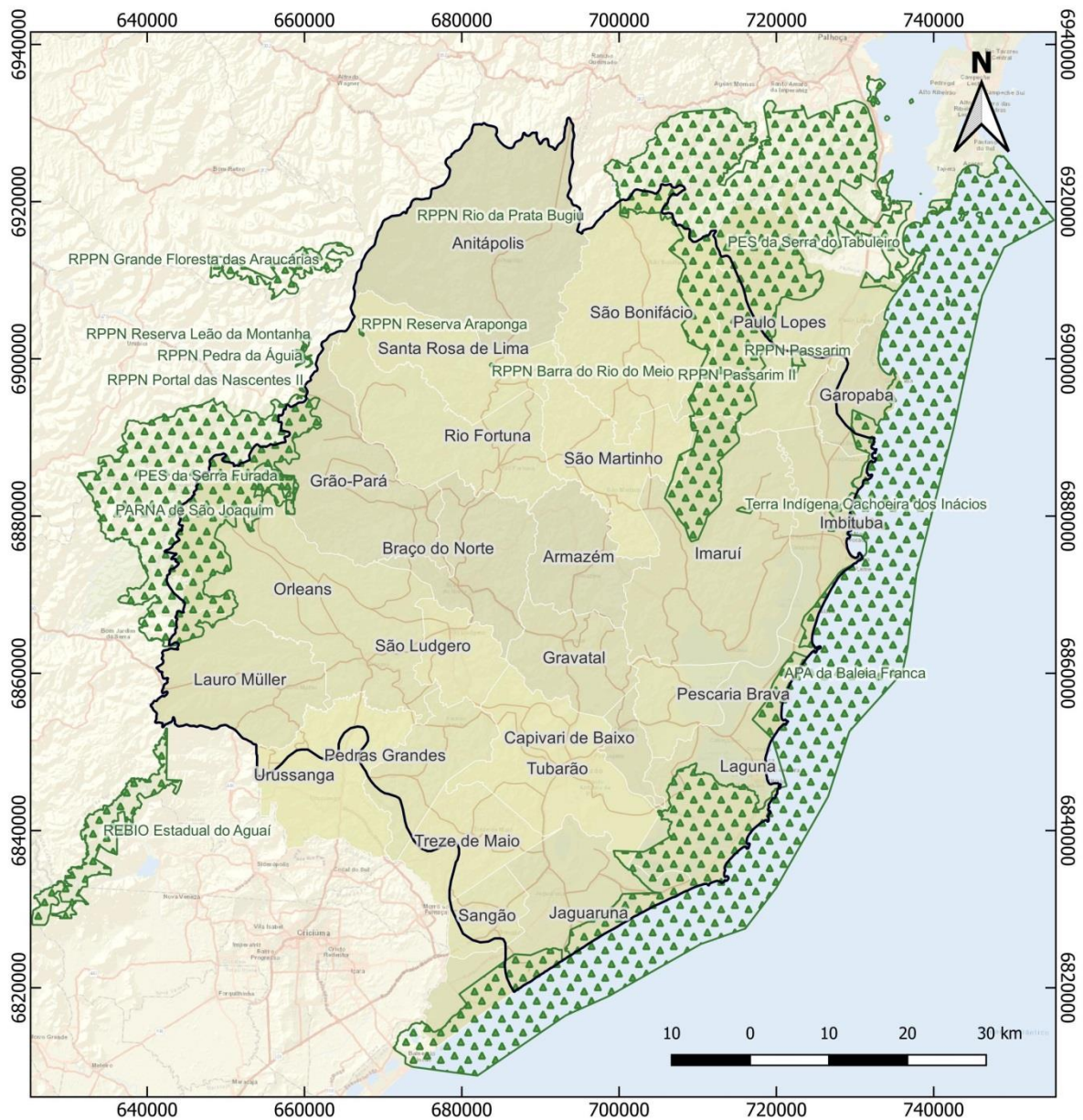


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo com os municípios englobam os limites da Região Hidrográfica 09 – Sul Catarinense e as principais áreas protegidas.

4.2 BASE DE DADOS

Os limites vetoriais (*shapefile*) da Região Hidrográfica 09 – Sul Catarinense, suas bacias, sub-bacias, hidrografia e nascentes foram adquiridos da base de dados do Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina na escala de 1:10000 (<http://sigsc.sc.gov.br/>).

O mapa de municípios, na escala de 1:250000, foi obtido na plataforma de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15774-malhas.html>)

Já as Unidades de Conservação foram retiradas do site do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação mantido pelo Ministério do Meio Ambiente com a colaboração dos órgãos gestores federal, estaduais, distritais e municipais (<https://cnuc.mma.gov.br/map>).

Foram utilizados os arquivos matriciais (*raster*) do mapeamento da Coleção 6 do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil, o MapBiomias, na escala de 1:250000, referente ao ano de 2020 e o primeiro mapeamento realizado por eles, no ano de 1985 (https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR).

O Modelo Digital de Elevação e sua derivação de declividade de três quadrículas compatíveis para o cobrimento da área de estudo: 27S495, 28S795 e 28s51_ (escala 1:250000) do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil – TOPODATA, do INPE também foram utilizados para a modelagem (<http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>).

Para a inclusão da variável funcional foi utilizado o Plano de Informação em arquivo matricial (*raster*), com obtido do artigo: “*Under pressure: Suitable areas for Neotropical cats within an under-protected biodiversity hotspot*” (Sob pressão: áreas adequadas para felinos neotropicais dentro de um hotspot de biodiversidade subprotegido) desenvolvido por RIBEIRO-SOUZA (in review) para identificar os ambientes mais adequados para presença de felinos em toda extensão da Mata Atlântica.

4.3 ETAPAS METODOLÓGICAS

Na Figura 2 é possível a visualização do fluxograma contendo as etapas metodológicas realizadas para a delimitação dos corredores de biodiversidade.

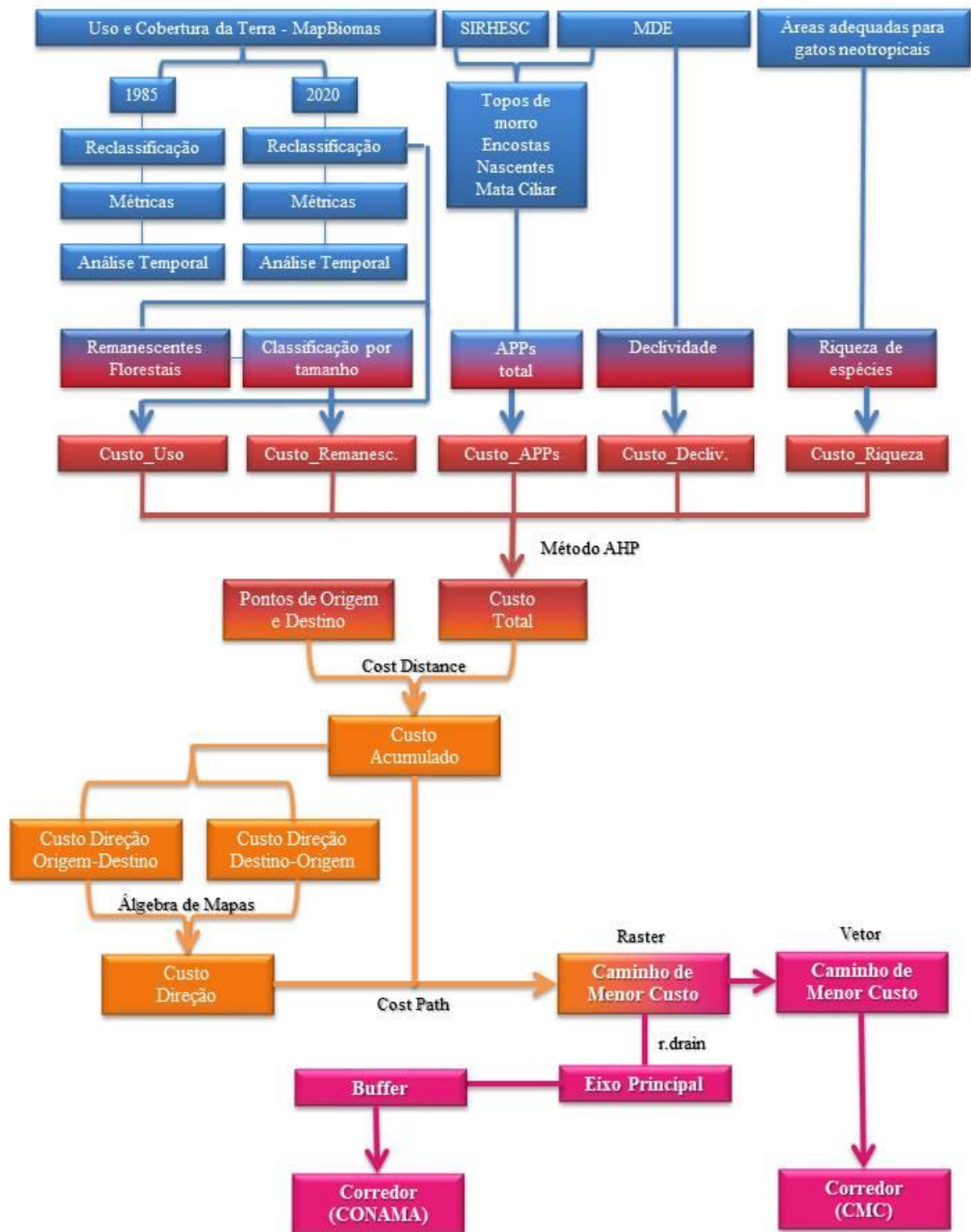


Figura 2 – Fluxograma metodológico para delimitação dos corredores de biodiversidade.

4.3.1 Edição e Processamento dos Dados

Todo tratamento e análise de dados foram realizados no software livre com código-fonte aberto QGIS, uma multiplataforma de Sistema de Informação Geográfica que permitiu trabalhar com os dados georreferenciados sob o sistema UTM (Universal Transversa de Mercator) e utilizado o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas SIRGAS 2000 / UTM zone 22S (EPSG:31982).

Foram selecionadas as 10 Áreas Protegidas que estavam dentro do polígono ou intersectavam-se com o limite da RH9 e mais 7 que estão próximas à delimitação para que também pudessem ser conectadas por meio da rede de corredores. Desse modo, no total ficaram 17 áreas protegidas a serem conectadas.

O primeiro passo para a proposição de uma rede de conectividade é a análise das características da paisagem sob vários aspectos que irão influenciar na implantação dos corredores e podem indicar bons índices para a mobilidade das espécies garantindo um fluxo gênico (Pierik et al. 2016). Para realizar a análise da paisagem e posterior proposição das áreas mais adequadas para receber os Corredores de Biodiversidade foram considerados os fatores de: uso e cobertura da terra, remanescentes florestais, áreas de preservação permanente, declividade e áreas com riqueza de espécie de felinos, considerando estes carnívoros como estruturadores das comunidades biológicas (espécie-chave).

4.3.1.1 Mapeamento do uso e cobertura da terra

O mapa de uso e cobertura da terra disponibilizado pelo MapBiomas corresponde à área de todo o território nacional. Dessa forma, foi realizado em ambiente SIG o recorte para área de interesse. As 19 classes de usos e cobertura da terra identificadas na área de estudo (FIGURA 3) foram reclassificadas em 7 classes de diferentes usos (TABELA 2), sendo agrupadas as classes funcionalmente semelhantes para tornar a análise menos complexa (FIGURA 4).

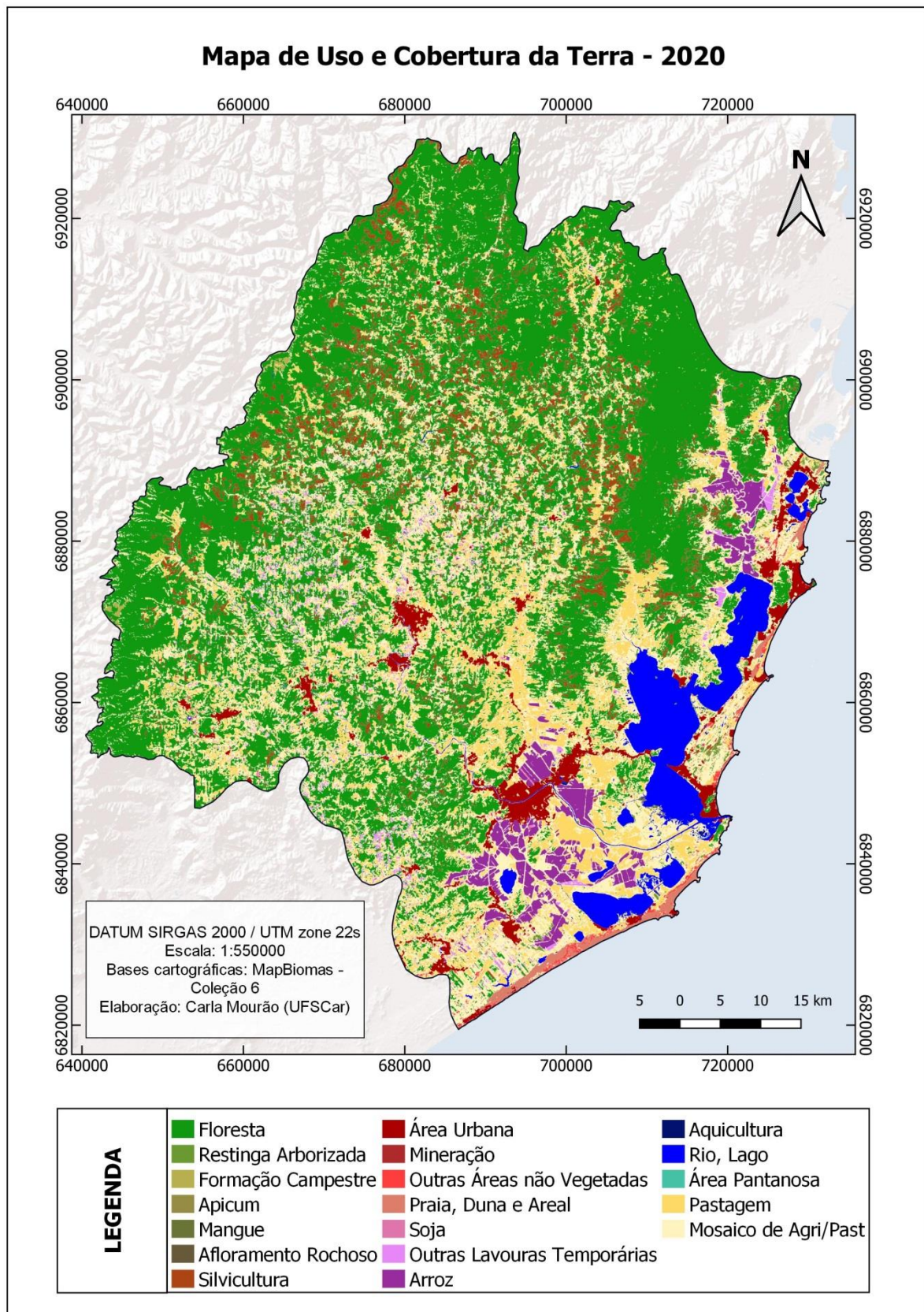


Figura 3 – Mapeamento do uso e cobertura da terra realizado pelo projeto MapBiomias, coleção 6, ano de 2020.

Tabela 2 – Reclassificação de acordo com o agrupamento das classes de uso e cobertura da terra que foram identificadas na área de estudo

Classes de Uso e Cobertura da Terra - MapBiomias	Reclassificação
Floresta	Floresta
Restinga arborizada Formação Campestre Apicum Mangue Campo alagado	Vegetação não florestal
Silvicultura	Silvicultura
Pastagem Mosaico de agricultura e pastagem	Agropecuária
Soja Outras lavouras temporárias Arroz	Agricultura
Afloramento rochoso Área urbana Mineração Outras áreas não vegetadas Praia, duna e areal	Área não vegetada
Rio, Lago Aquicultura	Corpos d'água

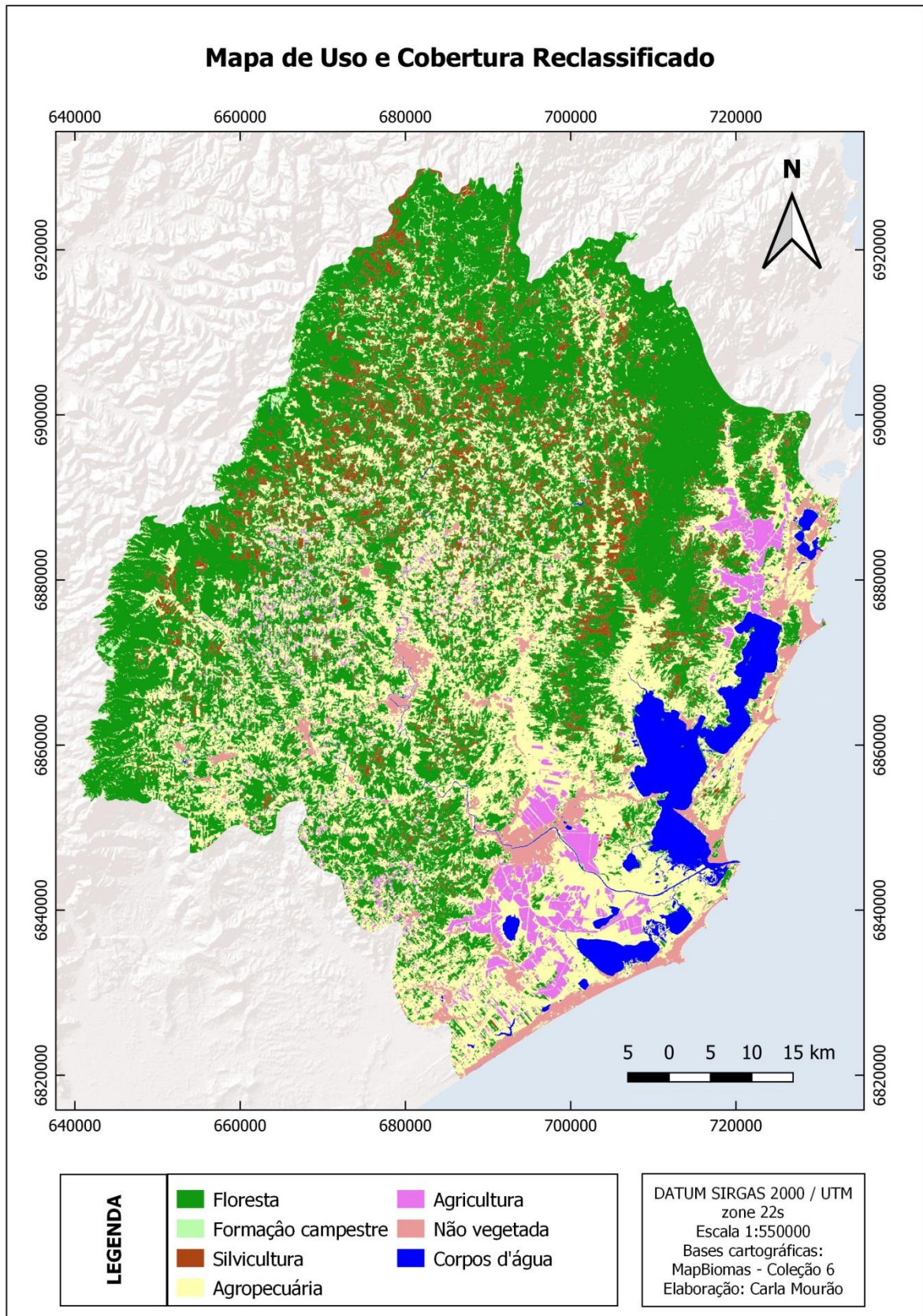


Figura 4 - O mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2020 reclassificado a partir do adquirido do MapBiomas.

4.3.1.1.1 Análise temporal das alterações de uso e cobertura da terra

O mapeamento do ano de 1985 também foi reclassificado igualmente ao de 2020 e a partir disso foi realizada uma análise comparativa do arranjo espacial e temporal da paisagem, identificando as mudanças na ocupação e cobertura da terra atuantes no desenvolvimento da paisagem utilizando algumas métricas da paisagem do *LecoS – Landscape Ecology Statistics* (plugin do QGIS). As métricas selecionadas para quantificar os elementos da paisagem foram: 1) *Land Cover* é o valor total da área de todas as manchas de cada classe; 2) *Landscape Proportion* é o percentual da classe na paisagem; 3) *Number of Patches* é a contagem do número de manchas para cada tipo de uso e cobertura, indicando a heterogeneidade de um hábitat. As métricas foram analisadas para cada classe a fim de compreender a complexidade da paisagem e os resultados dos cálculos foram representados em gráficos.

4.3.1.2 Fragmentação da paisagem

Para compreender a estrutura da paisagem e indicação de unidades potenciais para conservação, a análise dos remanescentes utilizou as métricas referentes ao número e tamanho das manchas. Santos et al. (2018), analisando a ecologia da paisagem para a indicação de possíveis corredores entre dois fragmentos de Floresta Atlântica brasileira, constataram que o tamanho é a variável mais importante para descrever a aptidão de um remanescente florestal à implementação de um corredor ecológico.

Dessa forma, os polígonos dos remanescentes florestais foram extraídos a partir do mapa de uso e cobertura da terra do MapBiomias e aplicadas as métricas. Em seguida foram classificados de acordo com o seu tamanho nas seguintes classes: a) pequenos (<100 ha) e b) grandes (>100 ha) (FIGURA 5) pela razão de posteriormente serem discriminados em diferentes categorias de atribuição dos *scores* de custo conforme sua capacidade de favorecer a conectividade sugerida, assim a avaliação será mais crítica do que considerar somente a presença ou ausência dos mesmos. O embasamento para esse agrupamento é composto por artigos com foco na fragmentação florestal e no estabelecimento de um arcabouço ecológico sólido para subsidiar ações de conservação e manejo nessa condição.

Alguns artigos trabalham com fragmentos muito pequenos de menos de 100 ha abrangendo uma grande variedade de cobertura florestal, desde paisagens severamente degradadas até outros menos impactados. A matriz da paisagem também varia de florestas secundárias um tanto uniformes e permeáveis a matrizes menos favoráveis, como

assentamentos e fazendas de gado, com algumas condições intermediárias, como plantações florestais manejadas ecologicamente (LOPES et al., 2009; FONSECA et al., 2009; PARDINI et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009). Os remanescentes maiores apresentam probabilidade superior de manifestar variações climáticas, topográficas e de solo maiores do que os fragmentos pequenos (BOECKLEN, 1986), favorecendo o estabelecimento de mais espécies e populações, o que teoricamente aumenta a estabilidade contra variações demográficas, mudanças ambientais e processos genéticos. (METZGER, 2009). Além disso, as manchas maiores são menos susceptíveis aos efeitos de borda e, portanto, possuem maior área central, o que é extremamente importante, principalmente para espécies com altas demandas de área. No entanto, em cenários onde pequenos remanescentes estão localizados próximos a grandes manchas, a conectividade é tão ou mais importante que o tamanho (MARTENSEN et al., 2008), pois os indivíduos podem utilizar diferentes fragmentos próximos como trampolins para a movimentação na matriz (SAURA E RUBIO, 2010).

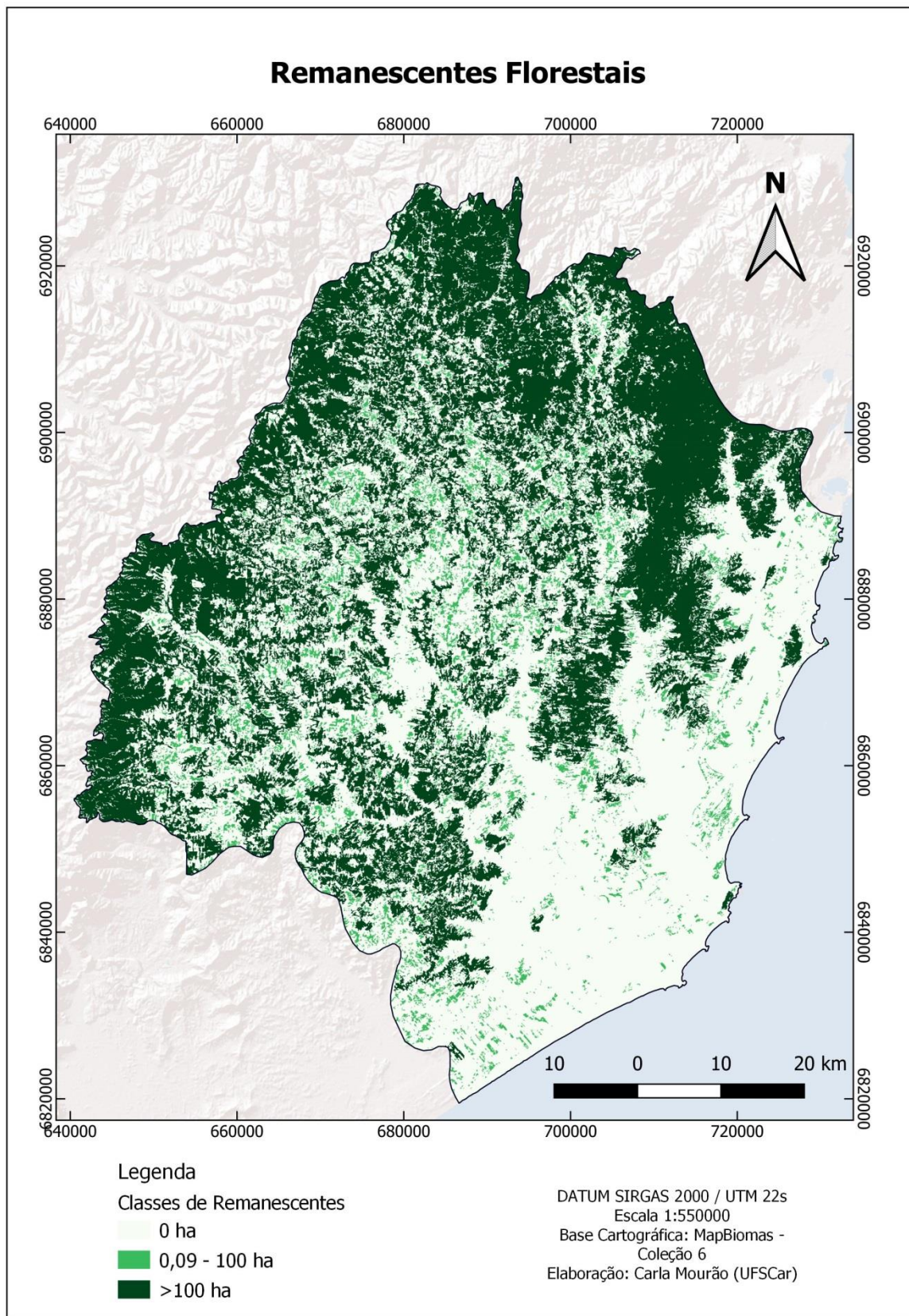


Figura 5 – Remanescentes florestais classificados por tamanho em hectares.

De acordo com Forman (1995, p.47), os benefícios ecológicos das manchas grandes e pequenas podem ser sintetizados da seguinte forma:

a) Manchas grandes:

- Proteção da qualidade da água para aquíferos e lagos;
- Conectividade de uma baixa ordem na rede de drenagem, bom para movimento geral e para as comunidades piscícolas;
- Hábitat capaz de sustentar populações de espécies interiores (de manchas);
- Hábitat núcleo e área de fuga para grandes vertebrados;
- Fonte de espécies em dispersão na matriz;
- Proximidade de micro-habitat para espécies multi-habitat;
- Regimes de perturbação próximos do normal. Algumas espécies que evoluíram e requerem perturbação vivem, sobretudo, nas margens;
- Efeito tampão contra processos de extinção durante modificações ambientais.

b) Manchas Pequenas

- Habitat e pontos de passagem para dispersão de espécies; recolonização após extinção de espécies interiores;
- Alta densidade de espécies e grande dimensão das populações de margem;
- Heterogeneidade da matriz que reduz a amplitude dos processos (e.g. a erosão) e permite refúgio dos predadores;
- Hábitats para espécies restritas a pequenas manchas. Algumas espécies não persistem em manchas grandes;
- Protegem pequenos hábitats dispersos e espécies raras.

A título de compreender como o efeito de borda pode afetar no processo de conexão das Áreas Protegidas foi realizada, no LecoS, a simulação da composição da paisagem sob essa condição. Baseado nos valores das literaturas de Silva, 2010; Sampaio, 2011; Ferraz, 2011; Costa; Galvão; da Silva, 2019 considerou-se que os fragmentos florestais possuem um efeito de borda de 60 metros, assim é possível visualizar a distribuição e condição estrutural dessa classe em comparativa com o mapeamento do MapBiomias.

As métricas utilizadas para a análise da paisagem foram reunidas e apresentadas na Tabela 3. Entretanto, como concluído por Winfree et al. (2005) as métricas de conectividade

estrutural podem ser insuficientes para prever o processo de movimentação animal, não fazendo sentido se não forem ponderadas, pela ou relacionadas, à capacidade de deslocamento das espécies-focais, a qual é, muitas vezes, desconhecida. Por esse motivo o trabalho propôs inserir dados funcionais na análise para a modelagem.

Tabela 3 – Síntese das métricas de paisagem selecionadas para quantificação da estrutura da paisagem na região da área de estudo

MÉTRICA	DEFINIÇÃO
<i>Land Cover</i>	Área total de todos os fragmentos de cada classe
<i>Landscape Proportion</i>	Percentual da paisagem que é composto pelas manchas de uma mesma classe
<i>Number of Patches</i>	Número total de manchas

4.3.1.3 Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente

O terceiro parâmetro a ser utilizado na análise é em questão das APPs, pois elas têm preferência na hora de compor o corredor em relação às outras áreas fora delas. Baseado no Código Florestal, lei nº 12.651/12 algumas das categorias foram selecionadas: a) topos de morros, montes, montanhas e serras; b) encostas com declividade superior a 45°; c) o raio de 50 metros ao redor de nascentes e d) mata ciliar, que é a faixa de vegetação em torno do curso d'água (as faixas determinadas como APP são determinadas de acordo com largura e o tipo de corpo d'água, variando de 30 a 500 metros da sua margem).

Para gerar o mapeamento que sintetizam todas essas categorias, foi preciso unir dados de hidrografia, hipsometria e declividade. Obteve-se as APPs classe “a” a partir das linhas de curva de nível, sendo identificados os relevos com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, delimitando a área a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação. Com a reclassificação do *raster* de declividade para identificação das áreas que possuem mais de 45° e a seguinte vetorização para seleção e edição das áreas de interesse para obter a classe b. Com os pontos identificando as nascentes e as linhas os cursos d'água foi gerado os buffers dissolvidos de 50 e 30 metros respectivamente para coletar as classes c e d. Posteriormente, as camadas vetoriais foram mescladas para se tornar um único arquivo, sendo somadas as áreas e

contabilizadas 102.457,12 hectares que devem ter proteção conforme a legislação (FIGURA 6).

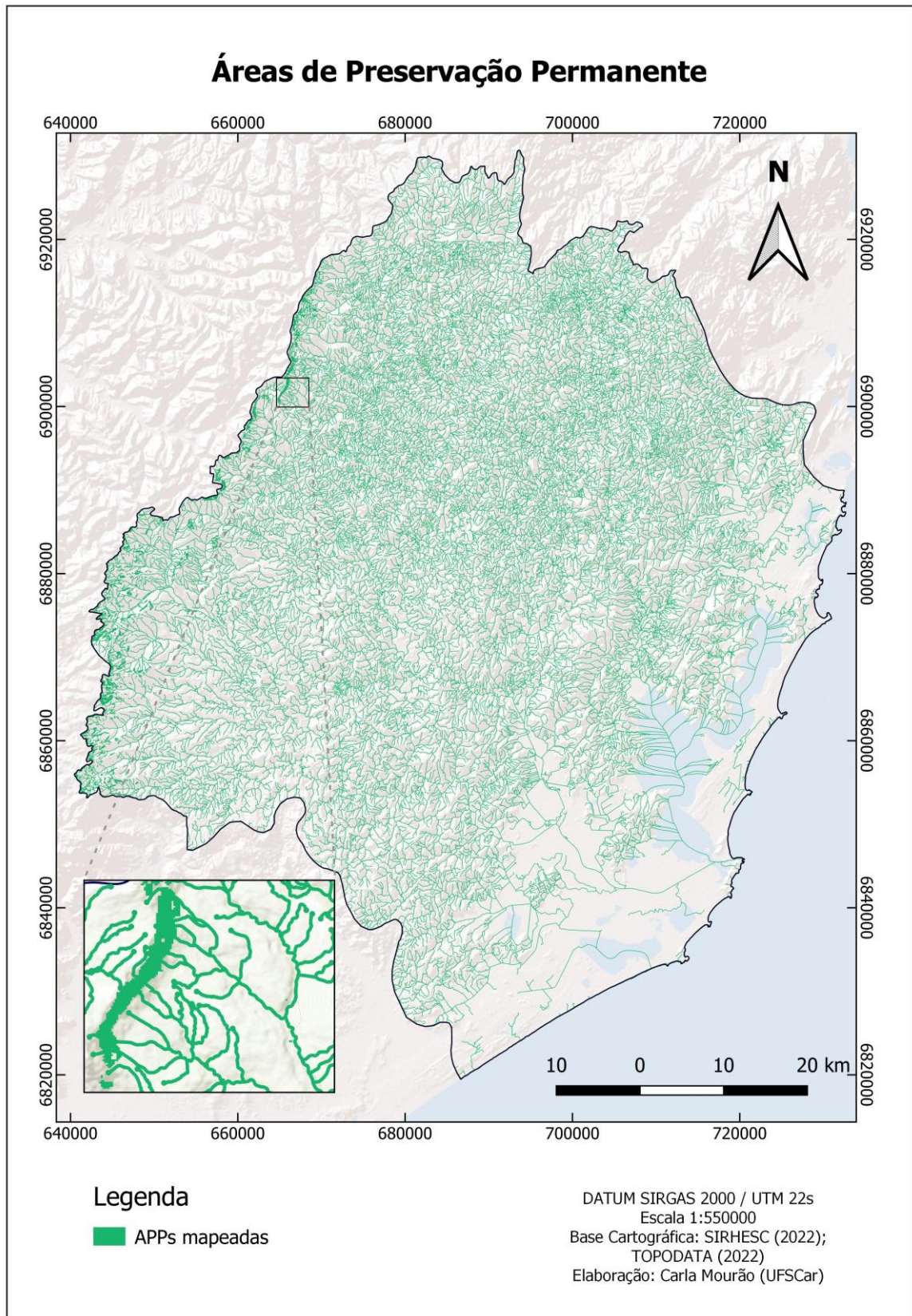


Figura 6 – Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente identificadas na RH9.

4.3.1.4 Declividade

O quarto fator considerado foi a medida da inclinação de uma superfície que pode ser expressa tanto em graus, como em percentual de declividade (FIGURA 7). A denominação das classes é realizada conforme preconizado por Embrapa (2018) apresentado na Tabela 4. De acordo com Louzada et al. (2012) terrenos com a declividade mais suave são considerados apropriados para a mecanização na agricultura e de uso restrito, respectivamente, dificultando assim no deslocamento das espécies, assim, as áreas com declividade maior que 45° ou 100% terão menos conflito de interesse, facilitando a implantação dos corredores.

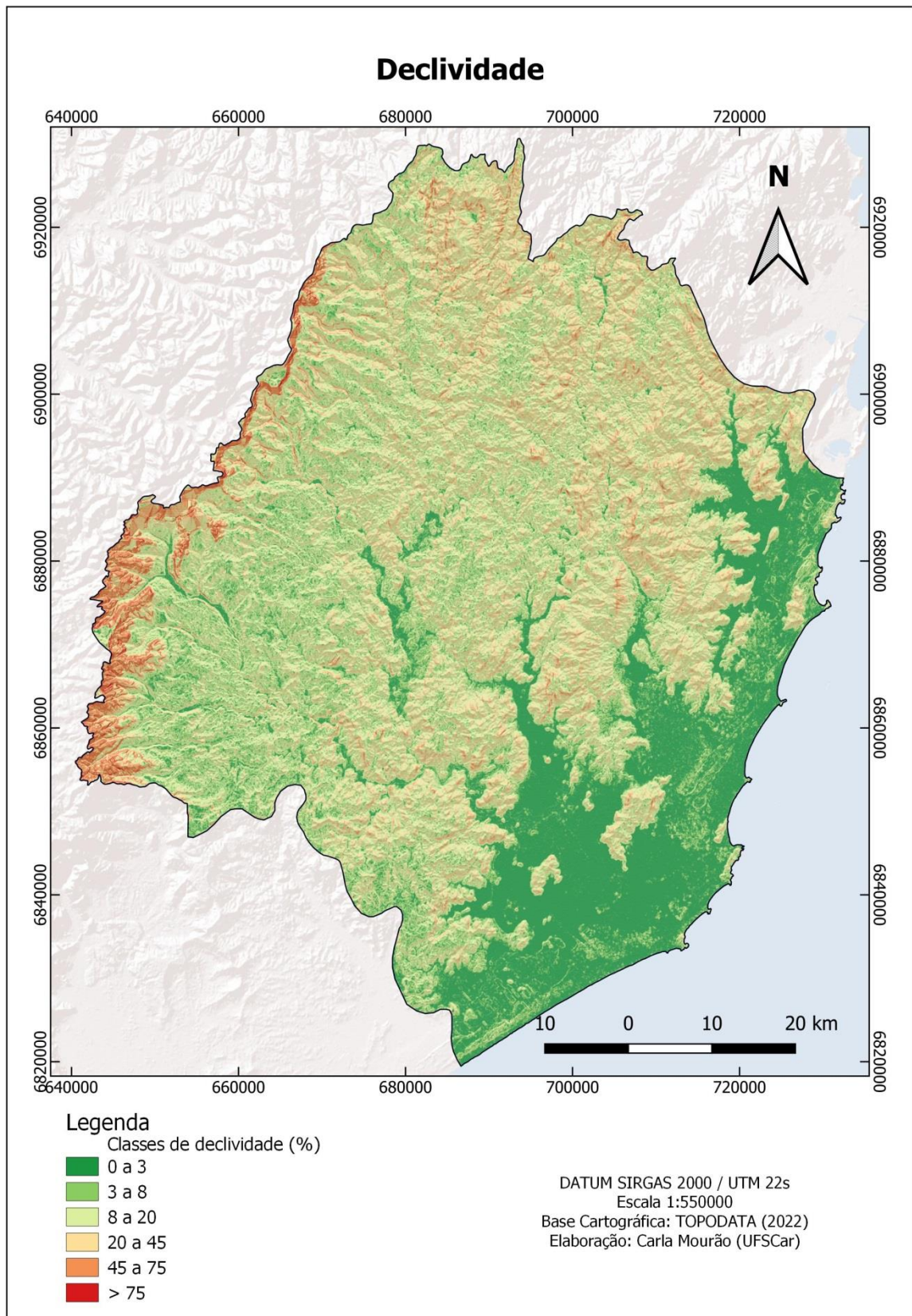


Figura 7 – Declividade classificada conforme preconizado pela Embrapa (2018).

Tabela 4 – Classificações referentes aos valores da declividade do relevo (Embrapa, 2018)

Valores de Declividade	Classes
0 a 3%	Plano
3 a 8%	Suave Ondulado
8 a 20 %	Ondulado
20 a 45%	Forte Ondulado
45 a 75 %	Montanhoso
> 75%	Escarpado

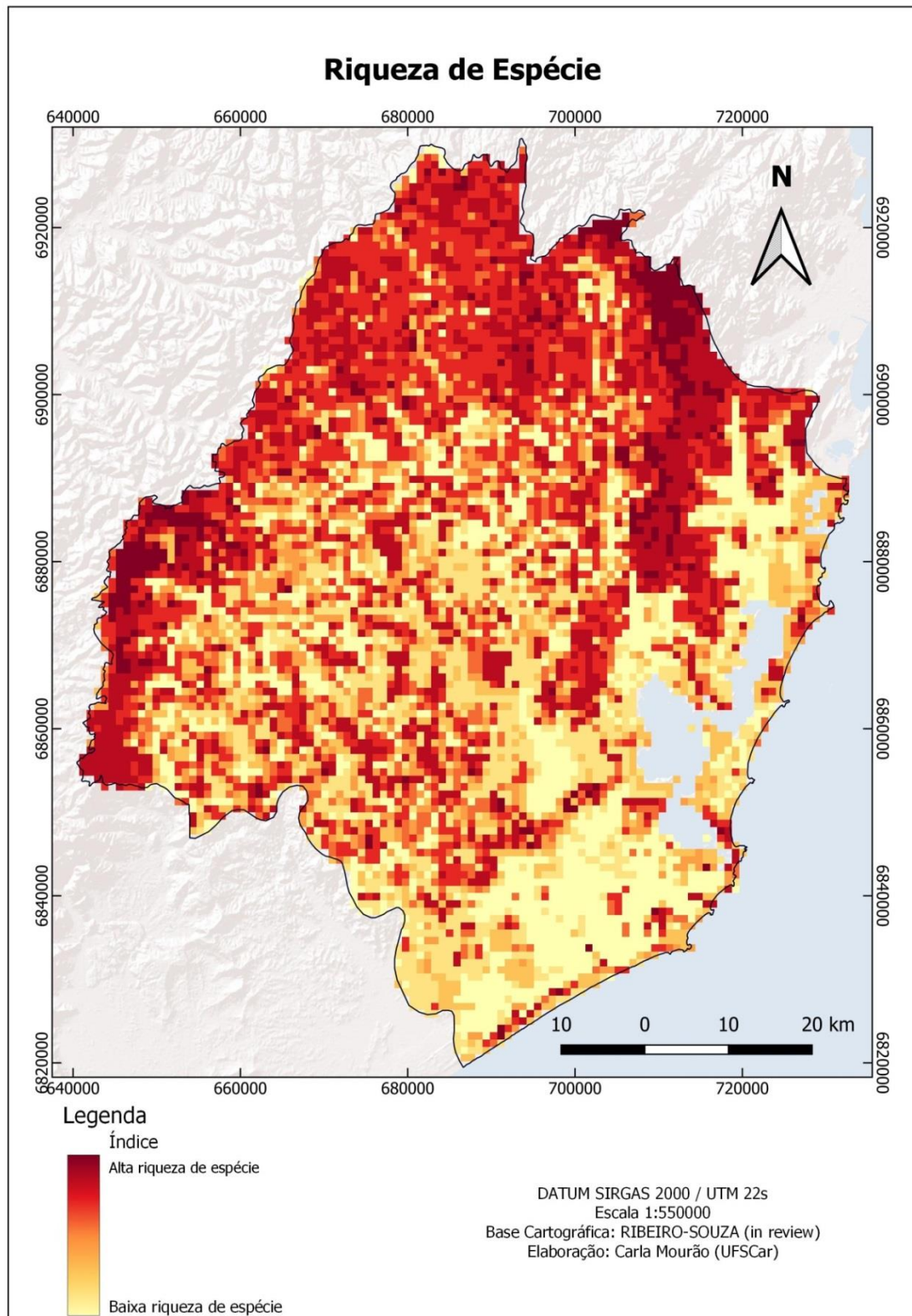
4.3.1.5 Riqueza de espécie

O fator adicionado a essa análise é o mapeamento em larga escala para prever áreas adequadas para espécies-chave utilizando modelos baseados em nichos que combinam variáveis climáticas e paisagísticas analisados pelo método Ecoland (RIBEIRO-SOUZA, dados não publicados). A riqueza de felinos está sendo utilizada como indicador de qualidade dos ambientes, representando vários dados ecológicos que não conseguem ser obtidos por imagens de satélite.

Neste estudo específico, foram espacializados registros de toda distribuição de 5 espécies de felinos a partir de *datapapers*. Os buffers dos pontos foram transformados em pixels de 5km para os registros de onça e puma e de 1 km para gatos pequenos e jaguatiricas buffers de 1 km e depois foi feito um recorte para área de Mata Atlântica. Assim, foi gerado um mapa para cada espécie e depois compiladas as informações gerando um único mapa de ambientes adequados para a presença dos felinos (FIGURA 8).

Os locais que apresentam alta riqueza de felinos neotropicais para regiões de hotspots com índices altamente impactados pelo homem, como para a Mata Atlântica teriam altos valores de insubstituibilidade e vulnerabilidade, enquadrando-se no modelo de hotspots de biodiversidade de acordo com o quadro global de prioridades de conservação da biodiversidade (BROOKS et al., 2006). Portanto, considerá-las adequadas para o estabelecimento de áreas protegidas e conservação dos recursos naturais garantiria a proteção do habitat para o maior número possível de espécies, impactando positivamente o

funcionamento dos ecossistemas, desde o deslocamento dos animais que fazem a dispersão de sementes até a geração dos serviços ecossistêmicos.



Fonte: RIBEIRO-SOUZA (in review).

Figura 8 - Mapeamento da espacialização de áreas adequadas para riqueza de felinos.

4.3.2 Integração dos Dados Espaciais Utilizando Análise Multicritério para Delimitação de Corredores

Estruturada a coleção de dados, esses foram trabalhados no SIG na forma de mapas temáticos ou planos de informação que retratam os critérios selecionados e suas variáveis para modelagem. Nesse contexto, a aplicação da lógica *fuzzy* na representação das variáveis analisadas para compor o estudo sobre os corredores ecológicos foi primordial para compreendermos o relacionamento espacial das informações.

4.3.2.1 Modelagem das matrizes de custo

Para estabelecer as áreas mais indicadas para receber os corredores foi utilizada uma adaptação da técnica de *scores* (pontuação) de menor custo. Foram geradas imagens matriciais de custos, onde cada pixel de cada matriz recebeu um valor de fricção correspondente à facilidade ou não de permeabilidade da paisagem. A definição dos *scores* foi baseada em algum fator ou combinação de fatores que não sejam favoráveis à implementação de um corredor, representem as preferências de habitat, e/ou que afetam a mobilidade da espécie ao longo de uma área. Adaptando a técnica apresentada nos trabalhos de Pinto & Keitt (2009) e Louzada et al. (2012), foram atribuídos *scores* em uma escala de 1 a 100 de acordo com as diferentes classes em cada fator, em que os menores *scores* representam áreas favoráveis para implementação de Corredores de Biodiversidade e os *scores* maiores áreas inadequadas para implementar um corredor (TABELA 5).

Tabela 5 – Síntese dos *scores* atribuídos às diferentes classes dos fatores para obtenção das imagens matriciais de custo

FATORES	CLASSES	SCORES
Uso	Floresta	1
	Vegetação não Florestal	25
	Silvicultura	50
	Agropecuária	75
	Agricultura	100
	Área não vegetada	100
	Corpos d'água	100
Riqueza de espécie	Alta	1
	Considerável	25
	Intermediária	50
	Baixa	75
	Desfavorável	100
Remanescentes Florestais	Ausência de Vegetação	100
	< 100 hectares	50
	> 100 hectares	1
APP	Área de Preservação	1
	Outras Áreas	100
Declividade	> 75%	1
	20 a 75%	50
	0 a 20%	100

Depois de geradas as imagens de matriz de custo de cada um dos 5 fatores foram calculados os seus respectivos pesos estatísticos usando o *Analytic Hierarchy Process*, proposto por Saaty (1977). Com ele, a situação foi estruturada em níveis hierárquicos, o que facilitou a melhor compreensão e avaliação para julgar os pesos relativos aos diferentes fatores do modelo.

A escala de comparadores (TABELA 1), preconizada por Saaty (2005), norteou a definição do grau de importância de cada fator em relação ao outro que está sendo utilizado

na análise de multicritério (TABELA 6) que nesse trabalho a definição foi feita por meio da bibliografia e apoio multidisciplinar.

Tabela 6 – Matriz de comparação pareada e os pesos estatísticos obtidos pelo método AHP

FATORES	Declividade	APP	Fragmentos	Riqueza	Uso da Terra	PESOS
Declividade	1	1/3	1/5	1/7	1/9	0,0348
APP	3	1	1/3	1/5	1/7	0,0678
Fragmentos	5+	3+	1+	1/3+	1/5+	0,1344
Riqueza Felinos	7	5	3	1	1/3	0,2602
Uso da Terra	9	7	5	3	1	0,5028
TOTAL	25	16,3333	9,5333	4,6762	1,7873	

Para verificar se os pesos obtidos foram satisfatórios é preciso calcular a Razão de Consistência (RC). Essa metodologia foi preconizada por Saaty (1991) e propõe a seguinte avaliação: é desejável que o valor encontrado para a Razão de Consistência - RC seja menor que 0,1 (10%), para que o grau de consistência seja satisfatório, caso contrário o método deve ser revisto. Dessa forma, foi realizado o cálculo e encontrado valor de 0,06065. Portanto, a RC está abaixo de 0,1, o que significa dizer que os pesos obtidos para cada fator podem ser utilizados e são aceitáveis para o propósito da análise.

Finalmente, para obtenção da imagem de custo total, cada matriz de fator (uso da terra, riqueza de espécie, fragmentos, APP e declividade) foi multiplicada pelo seu respectivo peso (estabelecido anteriormente) e depois realizamos a Álgebra de Mapas, somando-os para obter o mapa com a matriz do custo total de acordo com a equação abaixo:

$$\text{Custo total} = \text{custo_uso} * 0.5028 + \text{custo_riqueza} * 0.2602 + \text{custo_fragmentos} * 0.1344 + \\ \text{custo_app} * 0.0678 + \text{custo_declividade} * 0.0348$$

Onde:

- Custo total é a imagem matricial compilada com os valores da soma dos custos de cada fator analisado;
- Custo_uso é a imagem matricial de custos de uso e cobertura da terra;
- Custo_riqueza é a imagem matricial da riqueza de espécie
- Custo_fragmentos é a imagem da matriz de custo dos remanescentes florestais;
- Custo_app é a imagem da matriz de custo das Áreas de Preservação Permanente;
- Custo_declividade é a imagem da matriz de custo da declividade.

4.3.2.2 Definição dos pontos de conexão

Os pontos de referência (origem e destino) podem ser definidos aleatoriamente, conforme visto em Arima et al. (2013), ou seguir um padrão direcional. Para este trabalho foram selecionadas como pontos de chegada e partida dos corredores as Áreas Protegidas que se encontram na Região Hidrográfica – sul catarinense para se formar uma rede de conectividade através de potenciais trampolins para a movimentação das espécies.

4.3.2.3 Modelagem dos caminhos de menor custo

Para propor as melhores rotas para implementação da rede de conectividade, foi utilizada a análise do caminho de menor custo, determinando o caminho de menor resistência entre dois pontos (origem e destino).

Após gerar a imagem matricial de Custo total, foi utilizada a ferramenta *Cost Distance* (*r.cost*) do software QGIS, que usa o algoritmo Dijkstra (bastante simples e com um bom nível de performance) para a obtenção das matrizes de custo acumulados. O processo define o vizinho mais próximo da célula (*pixel*) que possui menor custo acumulado até o ponto mais próximo determinado, gerando mapas de distância e direção de custo. O mapa de distância de custo representa como os custos se acumulam à medida que você se afasta da fonte mais próxima e o mapa de direção de custo indica o curso de menor acumulação, de cada célula, de volta à fonte mais próxima.

Cada matriz de custos acumulados foi gerada a partir de cada ponto de referência de conexão entre as Áreas Protegidas, resultando dois *rasters* de custo acumulados para cada conexão pretendida (uma matriz para direção A-B e outra para direção B-A). Essas duas matrizes de custos acumulados de cada conexão foram somadas na *Calculadora Raster* e aplicada uma classificação dos pixels. O produto foi uma imagem matricial com classes de custo cumulativo total indicando os caminhos a partir da reunião do menor custo acumulado somado entre os dois pontos de conexão.

Para delimitação dos limites dos corredores a classificação dos pixels é convertida para um arquivo vetorial e utiliza-se uma simbologia de interpolação no método discreto o modo *quartil*, dividindo em 30 classes em intervalos regulares. Desse modo, contribuindo para maximizar a variação perceptiva no mapa, distinguindo as classes e destacando a que possa representar a delimitação do corredor (SALLUN et al. 2007).

Subsequentemente, foi utilizada a primeira classe dessa categorização para delimitação do caminho a ser percorrido, a qual reuniu os pixels com menores custos acumulados

somados nas duas direções (A-B; B-A) e os definiu como a área mais ideal para a criação do corredor. Para selecionar e isolar a classe de menor custo de cada corredor foi utilizada a Calculadora Raster novamente aplicando-se a fórmula:

$$(cc_total > 0 \text{ AND } cc_total \leq n1) * 1$$

Onde:

- cc_total é a matriz de custo cumulativo total e;
- $n1$ é valor da primeira classe mostrado na categorização da simbologia.

Outro método de se delimitar a área do corredor é seguindo a RESOLUÇÃO CONAMA nº9, de 24 de outubro de 1996. Publicada no Diário Oficial da União nº 217, de 7 de novembro de 1996, Seção 1, páginas 23069-23070. Em seu Art. 3º define que a largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100 metros.

Partindo disso, podemos usar o eixo central do corredor para servir de base para delimitação de sua largura e conseqüentemente área. Para isso é utilizada a ferramenta de processamento denominada *r.drain*, que desenha uma linha (“espinha dorsal”) conforme os pixels que apresentaram menores custos acumulados entre a origem e o destino. O modelo é baseado no custo cumulativo, que pode ser interpretado como o custo de deslocamento por x células, com custos diferentes, que se acumulam à medida que se afastam da célula de origem mais próxima. Com o produto em modo vetorial, podemos calcular a distância entre um ponto e outro, identificando o comprimento do corredor e gerar um buffer com 10% de sua extensão total, conforme a Resolução do CONAMA, podendo assim, identificar qual seria a área oficial de cada corredor.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DO USO E COBERTURA DA TERRA

A composição quantificada do uso e cobertura da terra utilizando métricas da paisagem do plugin *LecoS* registrou 65.743 manchas (*patches*) em 1985 e 59.474 manchas em 2020 distribuídas em 7 classes de uso: floresta, vegetação natural não florestal, silvicultura, agropecuária, agricultura, área não vegetada e corpos d'água.

Observa-se que a classe do tipo de cobertura florestal predominou tanto em 1985 quanto 2020, representando respectivamente 49,22% e 46,88% da área total analisada. Porém, pôde ser constatado o aumento de mais de 5.000 fragmentos dessa classe (TABELA 7).

Historicamente, a RH9 teve uma redução significativa da cobertura vegetal natural de aproximadamente 15 mil hectares que foram convertidas principalmente em plantio de espécies arbóreas exótica para atividade de silvicultura, bem como foi a classe que mais teve aumento em relação a sua área, que passou de 776 para 38.476 hectares, tendo um aumento de 6,3% na ocupação da região hidrográfica. Outro fator que explica a redução de quase 14 mil hectares de vegetação é o aumento de áreas não vegetadas, relacionado à expansão urbana da infraestrutura antrópica.

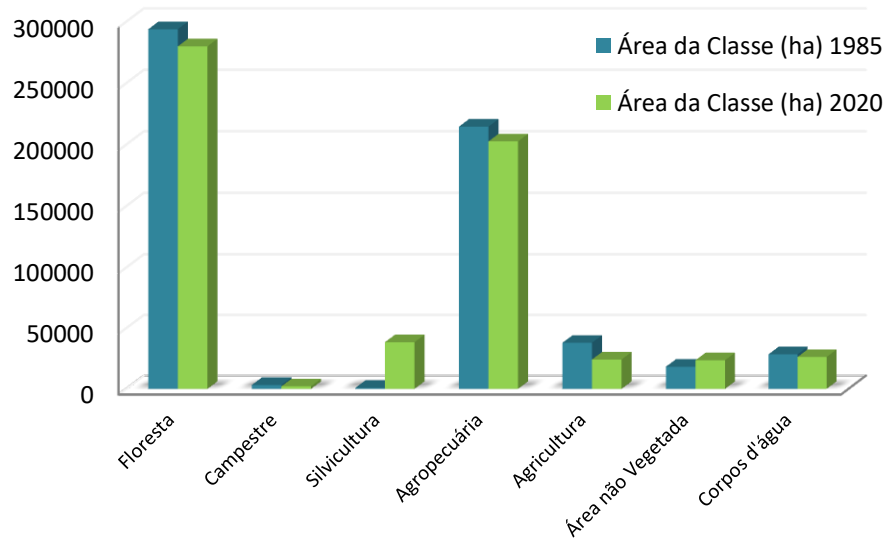
Já produção agropecuária da RH9 também demonstra valores interessantes, mesmo tendo por volta de 2% a menos de ocupação da área, teve uma redução bem significativa no número de manchas, certamente pela expansão de grandes áreas de pastagem, contendo a segunda classe mais predominante na área nos dois anos comparativos, sendo considerada a principal atividade econômica da região.

De acordo com as análises dos gráficos das Figuras 9 e 10 é possível visualizar melhor as alterações na composição paisagem. Verifica-se que mesmo sendo a floresta o elemento matriz da estrutura da paisagem, sua estrutura foi fragmentada em muitas *patches*. Tais manchas possuem pouca concentração em áreas específicas o que permitem concluir que a paisagem passou por várias mudanças em sua estrutura devido à ação antrópica. A imensa maioria das *patches* de floresta apresentava área muito pequena, vindo sofrer maiores efeitos devido ao efeito de borda, o que representa uma ameaça à segurança ecológica da região quanto à conservação da biodiversidade e manutenção das funções ecológicas e serviços ecossistêmicos.

Tabela 7 – Resultados das métricas de paisagem aplicadas para o uso e cobertura da terra dos anos de 1985 e 2020

Classe	Tipo de uso	Área da classe (ha)		Área da classe (%)		Nº de manchas	
		1985	2020	1985	2020	1985	2020
1	Floresta	293.960	279.993	49.22%	46.88%	12.624	17.847
2	Vegetação não Florestal	3.180	2.029	0.53%	0.34%	2.146	1.636
3	Silvicultura	776	38.476	0.13%	6.44%	390	11.972
4	Agropecuária	214.633	202.661	35.94%	33.93%	30.063	18.258
5	Agricultura	37.958	24.217	6.36%	4.05%	17.778	6.386
6	Não Vegetada	18.235	23.613	3.05%	3.95%	11.570	2.181
7	Corpos d'água	28.502	26.293	4.77%	4.4%	1.172	1.194

Áreas das Classes de Uso e Cobertura da Terra (Anos de 1985 e 2020)



Número de Manchas por Classe de Uso e Cobertura da Terra (Anos de 1985 e 2020)

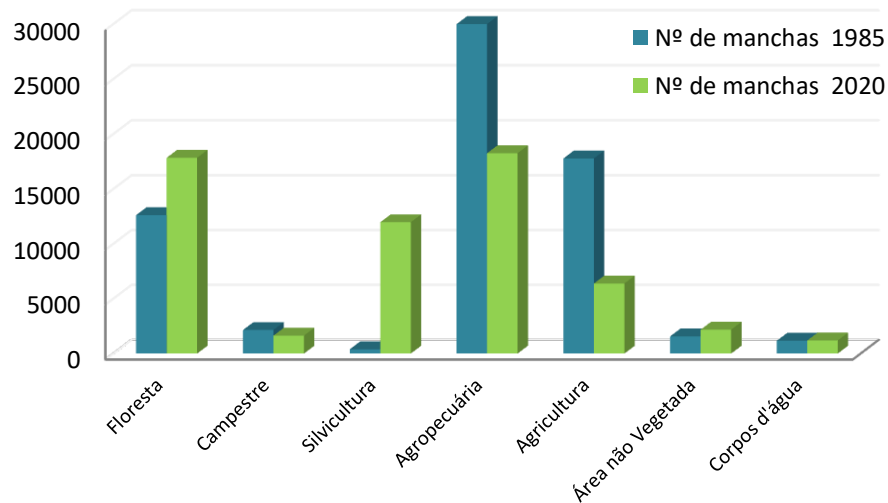


Figura 9 – Gráficos gerados a partir dos resultados das análises das métricas de área total das manchas e do número de manchas por classe de uso e cobertura da terra, comparando os valores dos anos de 1985 e 2020.

Porcentagem das Classes de Uso e Cobertura da Terra

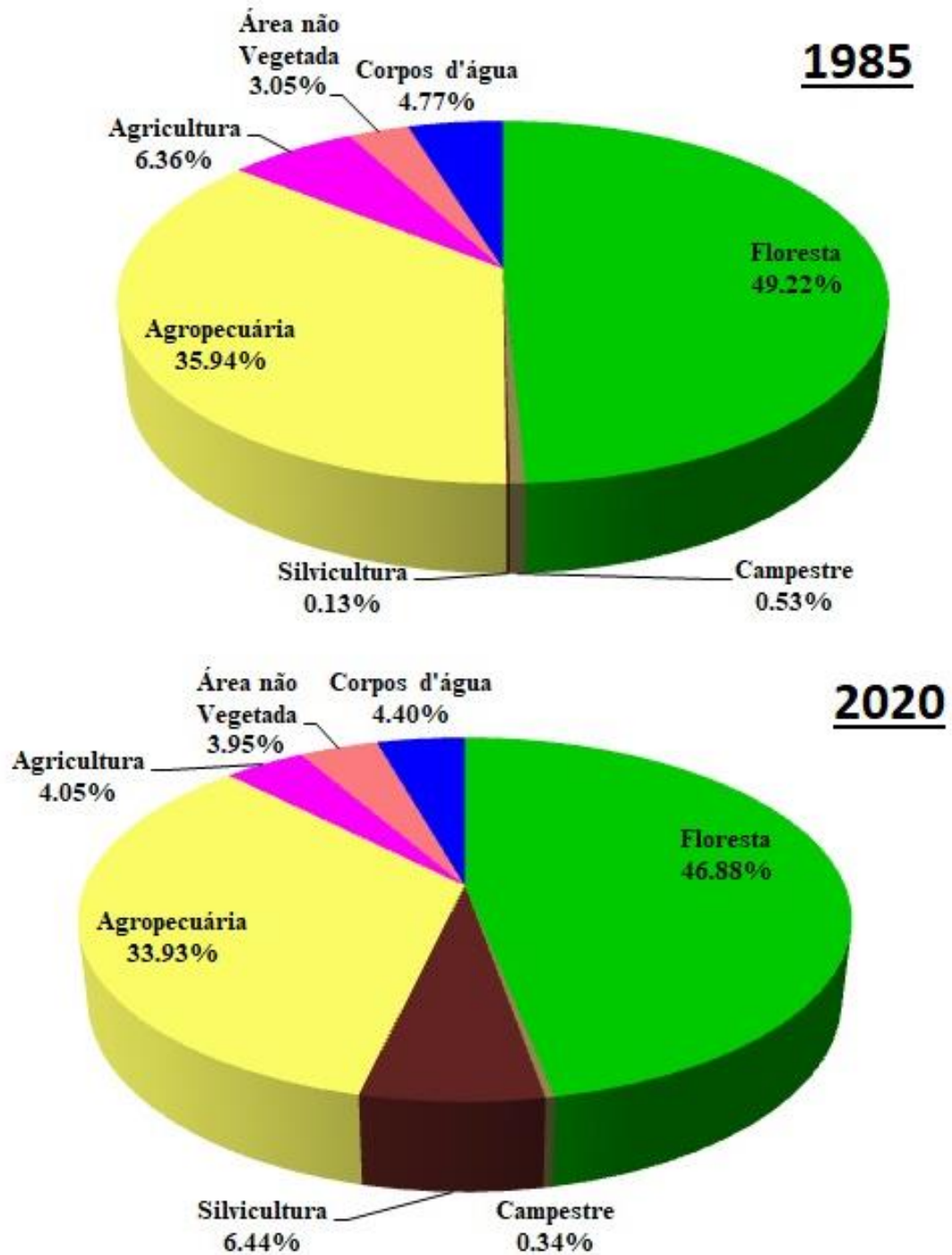


Figura 10 – Gráficos gerados a partir dos resultados das análises da métrica de proporção das classes de uso e cobertura da terra na paisagem, comparando os valores dos anos de 1985 e 2020.

5.2 ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM

A partir das informações expostas acima, infere-se que a estrutura da paisagem da Região Hidrográfica Sul Catarinense tem como sua matriz a classe de floresta, pois a mesma possui o maior percentual de área em relação às demais classes, 46,88%, com uma área total de 279.993 hectares. O predomínio de cobertura vegetal na área de estudo demonstra o estado de preservação da região, entretanto possui a segunda maior contagem de patches, apresentando 17.847 remanescentes florestais, sendo um índice de precaução ambiental, destacando a importância da realização de pesquisas e ações que propiciem a conservação das espécies da flora local principalmente em relação a sua conectividade,.

O arranjo dos remanescentes florestais por classe de tamanho, apresentado anteriormente na Figura 5, mostra que a porção mais à costa é desprovida de vegetação, sendo reflexo das atividades antrópicas situadas nas áreas de planície e a quantidade e tamanho de remanescentes é relativamente proporcional o aumento da declividade até atingir a Serra Geral, noroeste na RH9.

Para que fosse realizada a avaliação dos índices de conservação, os fragmentos foram agrupados em classes e sintetizados como mostra a Tabela 8 e gerados os gráficos da Figura 11. A partir dos resultados podemos identificar que, mesmo com a classe dominante sendo de floresta, com um *patch* de mais de 1666 mil hectares, a quantidade de fragmentos pequenos é discrepante com a contagem das manchas que têm a área considerada favorável à sustentação de populações, o que representa barreiras na conectividade da paisagem, na circulação da fauna, na troca de fluxo gênico e na manutenção de processos e serviços ecossistêmicos.

Contudo, os fragmentos menores cumprem ainda funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como trampolins, que são elementos de ligação entre as grandes áreas, possibilitando a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, além de atuar como refúgio para algumas espécies (PÜTZ et al., 2011). Como exemplo, Barbosa et al. (2017) constataram que algumas espécies de aves preferem usar plantações de eucalipto para se deslocar entre pequenas manchas do que uma matriz dominada por pastagens.

Tabela 8 – Síntese da análise da métrica de paisagem em relação à área e número de patches das classes de remanescentes florestais

Classes (ha)	Área (ha)	% ocupada	Nº de patches	% do total
0-100	34278.64	12.24%	17734	99.37%
100-200	5952.02	2.13%	42	0.24%
200-300	5581.48	1.99%	23	0.13%
300-400	3720.67	1.33%	11	0.06%
400-500	2577.54	0.92%	6	0.03%
500-600	1063.43	0.38%	2	0.01%
600-700	3227.65	1.15%	5	0.03%
700-800	2288.85	0.82%	3	0.02%
800-900	3467.71	1.24%	4	0.02%
1000-1100	1018.18	0.36%	1	0.01%
1100-1200	1140.62	0.41%	1	0.01%
1200-1300	5069.53	1.81%	4	0.02%
1600-1700	1697.41	0.61%	1	0.01%
1700-1800	1713.06	0.61%	1	0.01%
1900-2000	1941.58	0.69%	1	0.01%
2000-2100	2089.62	0.75%	1	0.01%
3000-3100	3044.27	1.09%	1	0.01%
4300-4400	4356.92	1.56%	1	0.01%
4900-5000	4962.42	1.77%	1	0.01%
6100-6200	6175.28	2.21%	1	0.01%
7900-8000	7926.89	2.83%	1	0.01%
9900-10000	9997.55	3.57%	1	0.01%
166700-166800	166729.50	59.54%	1	0.01%
Total Geral	280020.80	100.0%	17847	100.00%

Nota: Classes com 0 fragmentos não foram reportadas

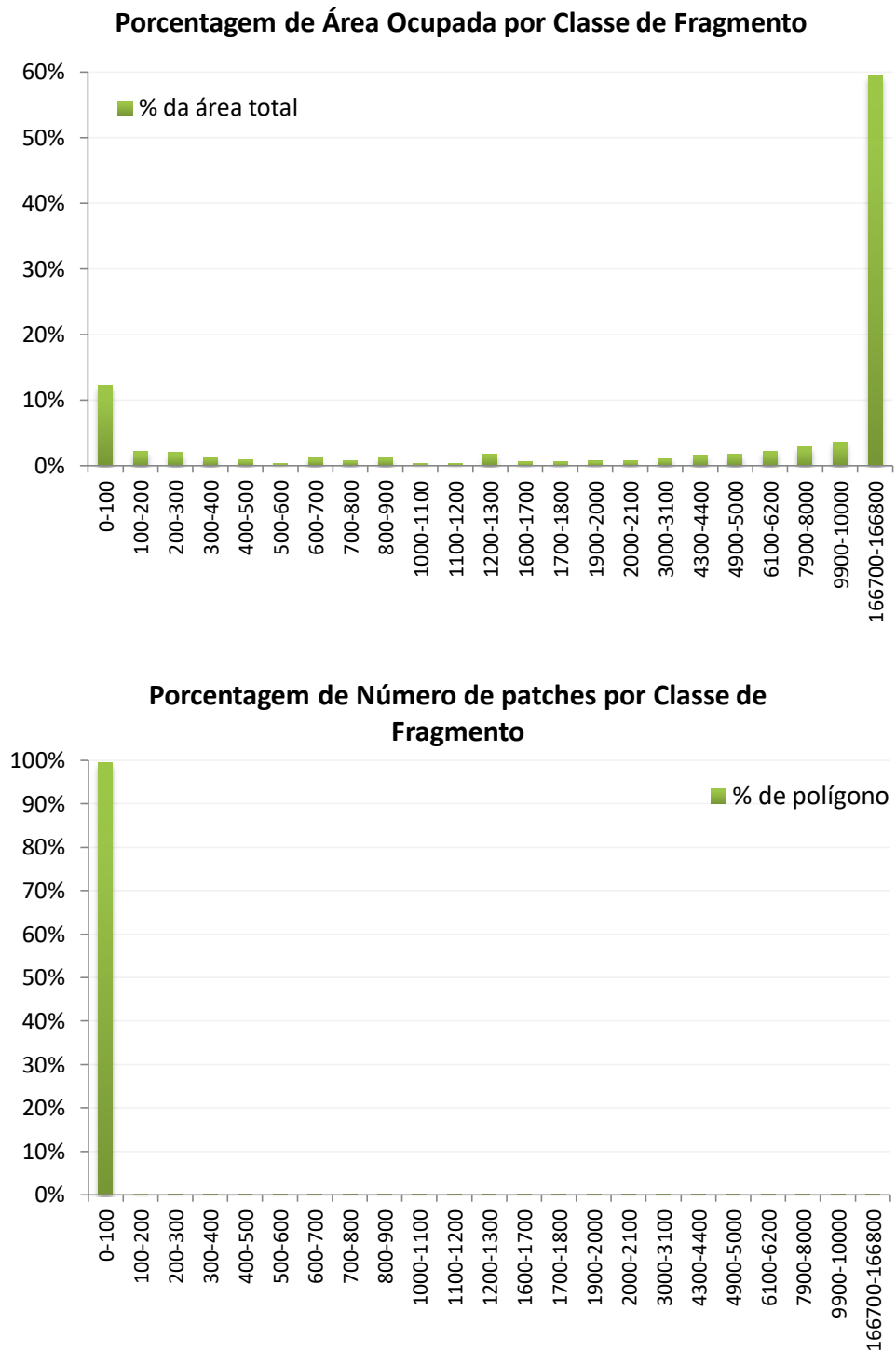


Figura 11 – Gráficos dos resultados da análise da métrica de paisagem de área e número de patches da classe de fragmentos.

A partir da categorização dos remanescentes por tamanho, partindo da referência que fragmentos maiores de 100 hectares serão capazes de manter melhor a sustentabilidade de algumas espécies e a integridade de sua estrutura natural, os resultados dos cálculos das métricas de número de patches e relativas à área (TABELA 9) revelaram que a classe dos grandes remanescentes, representados pelas Unidades de Conservação, concentram 87,76% da área total da classe floresta na RH9, demonstrando a importância das áreas protegidas na preservação ambiental, porém não chegam a representar nem 1% em relação à contagem do número de patches, sendo a extensa maioria (99,37%) de fragmentos muito pequenos (FIGURA 12).

Tabela 9 – Valores referentes à área e número de patches de remanescentes florestais classificados

Classes	Área total (ha)	% da Área	Nº de patches	% Relativa dos Nº
< 100 hectares	34278,64	12,24%	17734	99,37%
> 100 hectares	245742,16	87,76%	113	0,63%
Total Geral	280020,798	100%	17847	100%

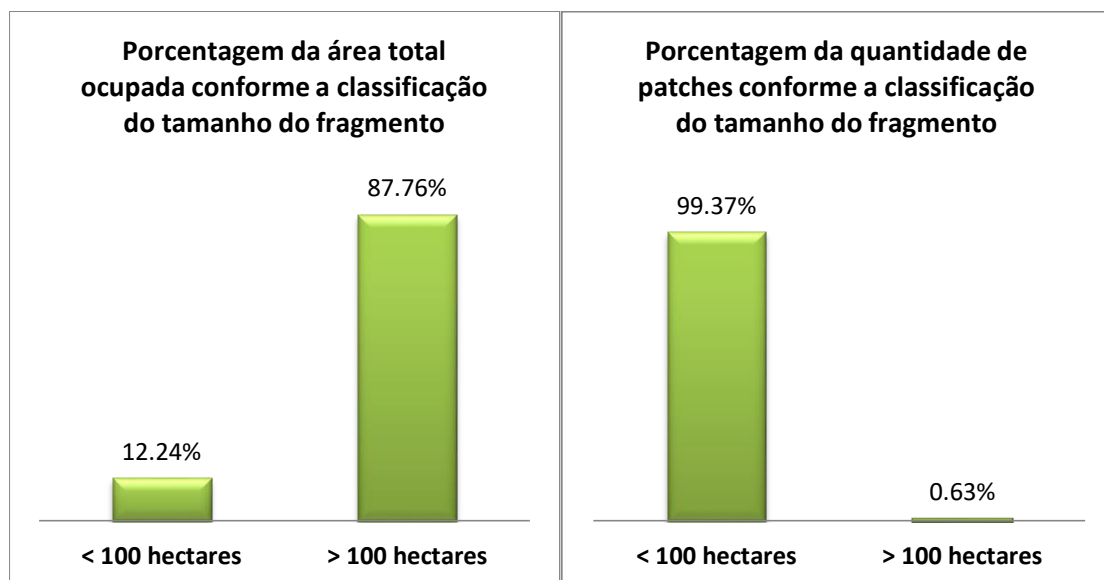


Figura 12 – Gráficos dos resultados das métricas de paisagem de área e contagem de patches da classe de uso de floresta.

A discrepância entre as classes evidencia mais uma vez a preocupação em relação à fragmentação, pois uma paisagem com inúmeros *patches* com área muito pequena representa um indício de perturbação na conservação da biodiversidade e a manutenção de processos e

serviços ecossistêmicos devido ao aumento das áreas de borda, conjuntamente à perda das áreas centrais desses remanescentes ocasionando a redução da heterogeneidade interna do habitats, (HADDAD et al., 2015; PFEIFER et al., 2017; SILVA; MEHLTRETER; SCHMITT, 2018).

O empobrecimento da qualidade de habitats e o grau de interferência que tal fragmentação causa no ecossistema, podem ser percebidos no aumento do efeito de borda. A simulação de como seria a composição dos remanescentes florestais considerando um efeito de borda de 60 metros, tornando mais dificultoso a manutenção das espécies mais sensíveis (FIGURA 13). Essa interpretação evidencia o quão é importante assegurar os corredores no momento que ainda existem grandes possibilidades de conexão, mesmo com alguns gargalos e algumas barreiras, e não esperar que o cenário chegue a uma situação caótica de desmatamento, onde a conexão será muito mais difícil.

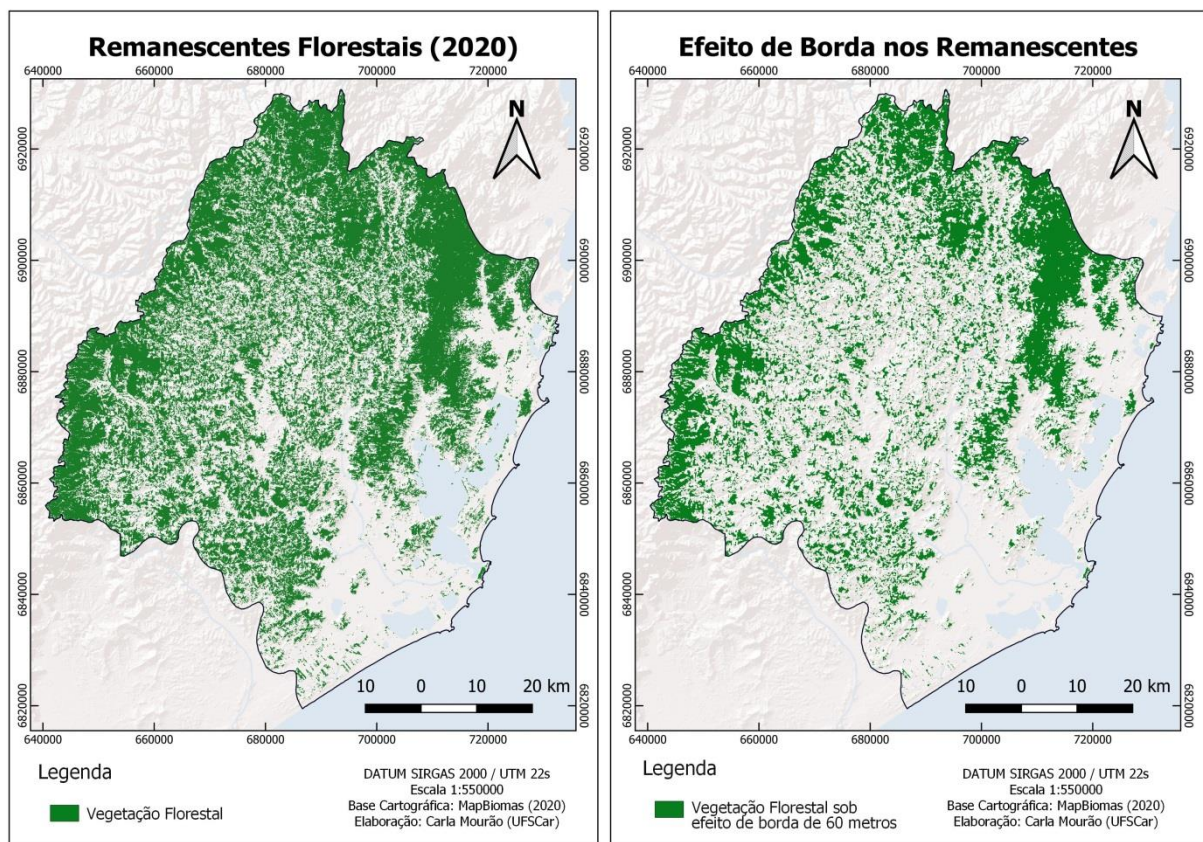


Figura 13 – Mapas dos remanescentes florestais do ano de 2020 e uma simulação do efeito de borda de 60 metros sobre os fragmentos.

Submetendo o novo possível cenário a análise das métricas de número de patches e de área, conseguimos quantificar as alterações na estrutura da paisagem (TABELA 10). Foram

contabilizado 14.323 patches, significando uma perda na contagem de 3.524 remanescentes que poderiam contribuir para a conexão, além de uma redução de 109.152,51 hectares de área total da classe floresta, que podem apresentar alterações físicas e bióticas impossibilitando a dispersão das espécies.

Tabela 10 – Métricas da paisagem considerando as alterações pelo efeito de borda

	Nº de patches	Área total (ha)
Cenário Mapeado pelo MapBiomas	17847	280021,23
Cenário com efeito de borda de 60 metros	14323	170868,72
PERDA	3524	109152,51

Este cenário dificulta ainda mais a conectividade, pois altera a capacidade de muitos fragmentos darem suporte para a locomoção de espécies, podendo provocar o aparecimento de rotas alternativas ou fazendo com que os corredores se tornem mais estreitos (PINTO e KEITT, 2009).

Assim, compreende-se que a paisagem da Região Hidrográfica Sul Catarinense, mesmo sua matriz sendo classificada como floresta, apresenta-se muitos pequenos fragmentos e nesse sentido, alternativas como os corredores de biodiversidade auxiliariam garantir a existência de processos ecológicos inerentes a tais ambientes.

5.3 MODELAGEM DE CONECTIVIDADE

5.3.1 Matrizes de Custo

Tendo como norte da proposta a utilização de ferramentas de geoprocessamento para o delineamento do caminho de menor custo para conexão, procedeu-se reclassificação de cada categoria dos mapas temáticos de acordo com valores da dificuldade na implementação dos corredores (TABELA 5). Desta forma, se ponderou uma matriz de custo para cada um dos cinco fatores selecionados (uso e cobertura da terra, riqueza de espécie, fragmentos, apps e declividade) (FIGURA 14).

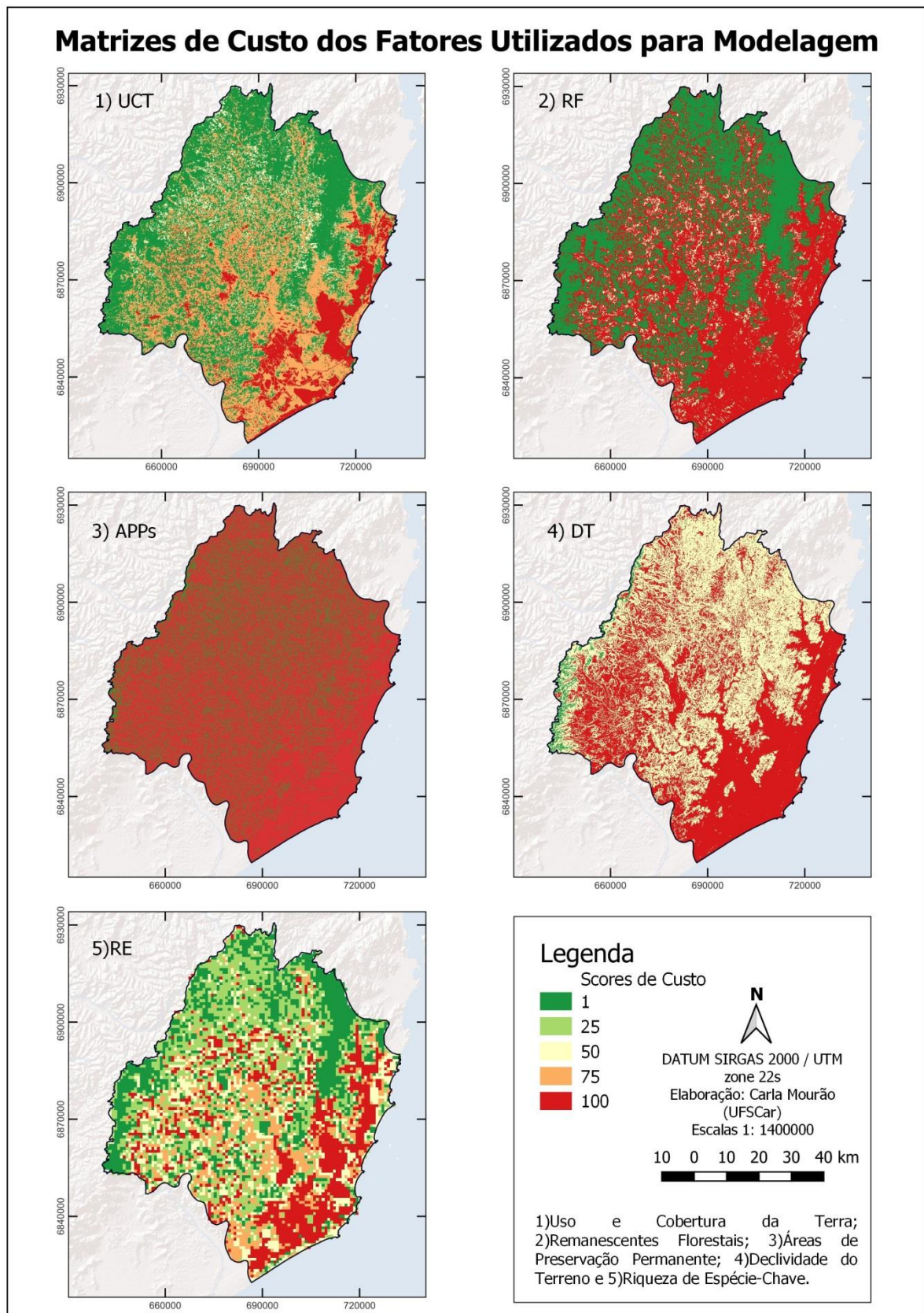


Figura 14 – Matrizes de Custo de acordo com os *scores* atribuídos na Tabela 5 para: 1)Uso e cobertura da terra; 2)Classificação de remanescentes florestais; 3)Áreas de Preservação Permanente; 4)Declividade e 5)Riqueza de espécie chave respectivamente.

Como resultado da álgebra de mapas, a matriz de custo total foi gerada, tendo os pixels representados pelas cores correspondentes ao seu valor do cálculo de custo feito, onde as cores mais frias simbolizam um menor custo e conforme as cores ficam mais quentes, o custo para implementação do corredor na célula aumenta (FIGURA 15).

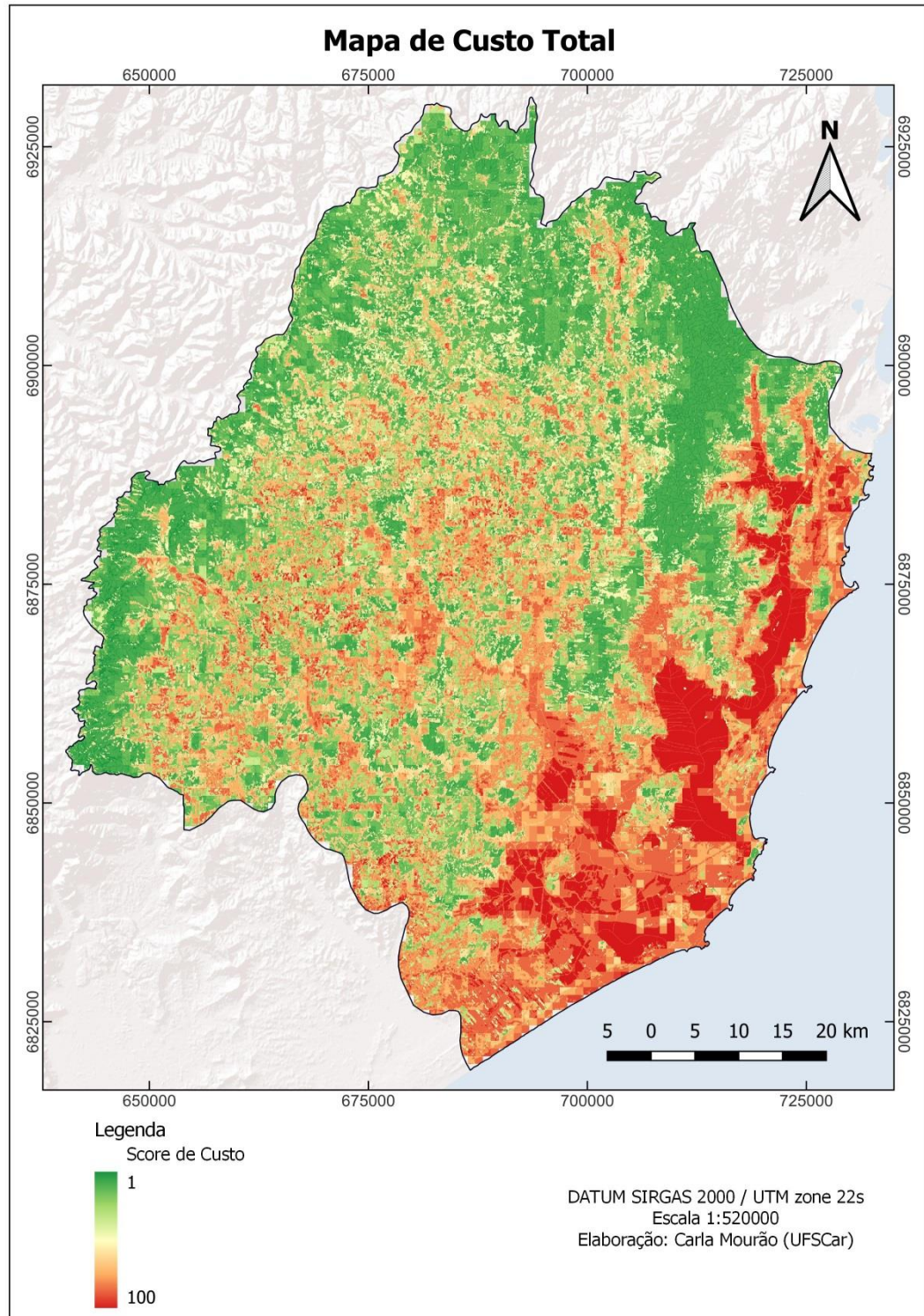


Figura 15 – Matriz de Custo obtida pela álgebra de mapas dos 5 fatores com seus respectivos pesos.

5.3.2 Pontos para conexão

A Figura 16 mostra a espacialização dos 12 pontos na RH9, identificados com números e letras para melhor entendimento das conexões a serem criadas:

- O ponto 1A está localizado a nordeste do Parque Nacional de São Joaquim e o 1B a noroeste do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, formando a primeira conexão a ser modelada. As RPPNs que estão fora do limite da Região Hidrográfica Sul Catarinense devem ser atingidas por esta ligação, conectando-as com as Unidades de Conservação maiores.

- O 2A também localiza-se nesse Parque e o 2B na Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, sendo a segunda conexão e que também inclui as Reservas Particulares do Patrimônio Natural Passarim I e II.

- Já a terceira, é entre o ponto 3A no sul do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e o 3B que é o ponto mais perto da APA da Baleia Franca.

- Ainda uma outra conexão entre a Serra do Tabuleiro e a APA é a conexão do ponto 3A ao sul do Parque, mas com o ponto 3C ao sul da área da APA que está dentro dos limites da RH9.

- Os pontos 4A e 4B tentam conectar o sul do Parque Nacional de São Joaquim à Reserva Biológica Estadual do Aguaí, respectivamente.

- A sexta conexão é a modelagem entre o ponto 4B e o 3C, para formar um corredor ao sul da RH9.

- O ponto 5A foi definido para conectar o Parque Estadual da Serra Furada, que está ligado geograficamente, na porção oeste, à área do Parque Nacional de São Joaquim, ao ponto 5B na APA da Baleia Franca, que representa um subconjunto de fauna e flora que existe nas encostas dessa Região Hidrográfica. As espécies que saem da fonte que é a floresta ombrófila densa enriquecem a área da APA e se não tiverem como acessar à fonte, a biodiversidade vai ser bastante reduzida. Sua importância também pode ser destacada por considerar a ligação entre essas áreas como um refúgio em questão os efeitos das mudanças climáticas, principalmente em áreas litorâneas que são mais vulneráveis em relação ao aumento da temperatura e do nível do mar, a eventos como fortes chuvas, tempestades, inundações e erosão costeira.

- A Reserva Particular do Patrimônio Natural Corvo Branco, iria ficar sem uma possível conexão com as outras áreas protegidas, dessa forma, foi estabelecido o ponto 6A no interior da RPPN para conectá-la ao ponto 1A no PARNA de São Joaquim e ao ponto 2A, a sudeste do PES da Serra do Tabuleiro.

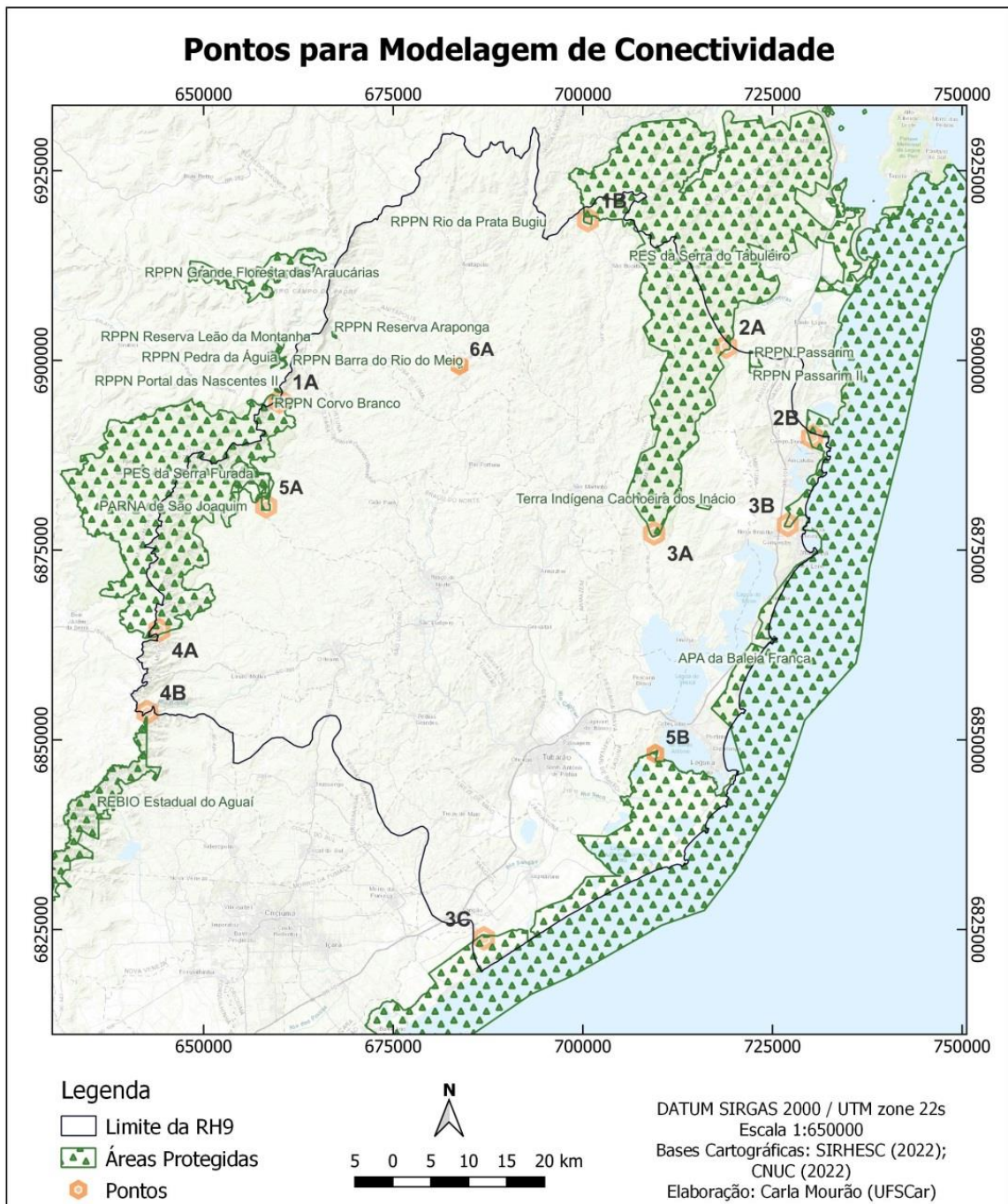


Figura 16 - Identificação da localização dos pontos escolhidos dentro nas Áreas Protegidas como referência para a conexão.

5.3.3 Imagens Matriciais de Custos Cumulativos

As matrizes de custo cumulativo das duas direções de cada ligação pretendida apontam que as áreas menos aptas para formação dos corredores estão mais distantes dos pontos de referência para conexão entre as Áreas Protegidas, representadas pelas cores mais

quentes (vermelho/laranja). Já as áreas de maior potencial para formação de corredores de biodiversidade, constituídas por pixels de menores valores de custo, foram representados por cores mais esverdeadas nos mapas da Figura 17.

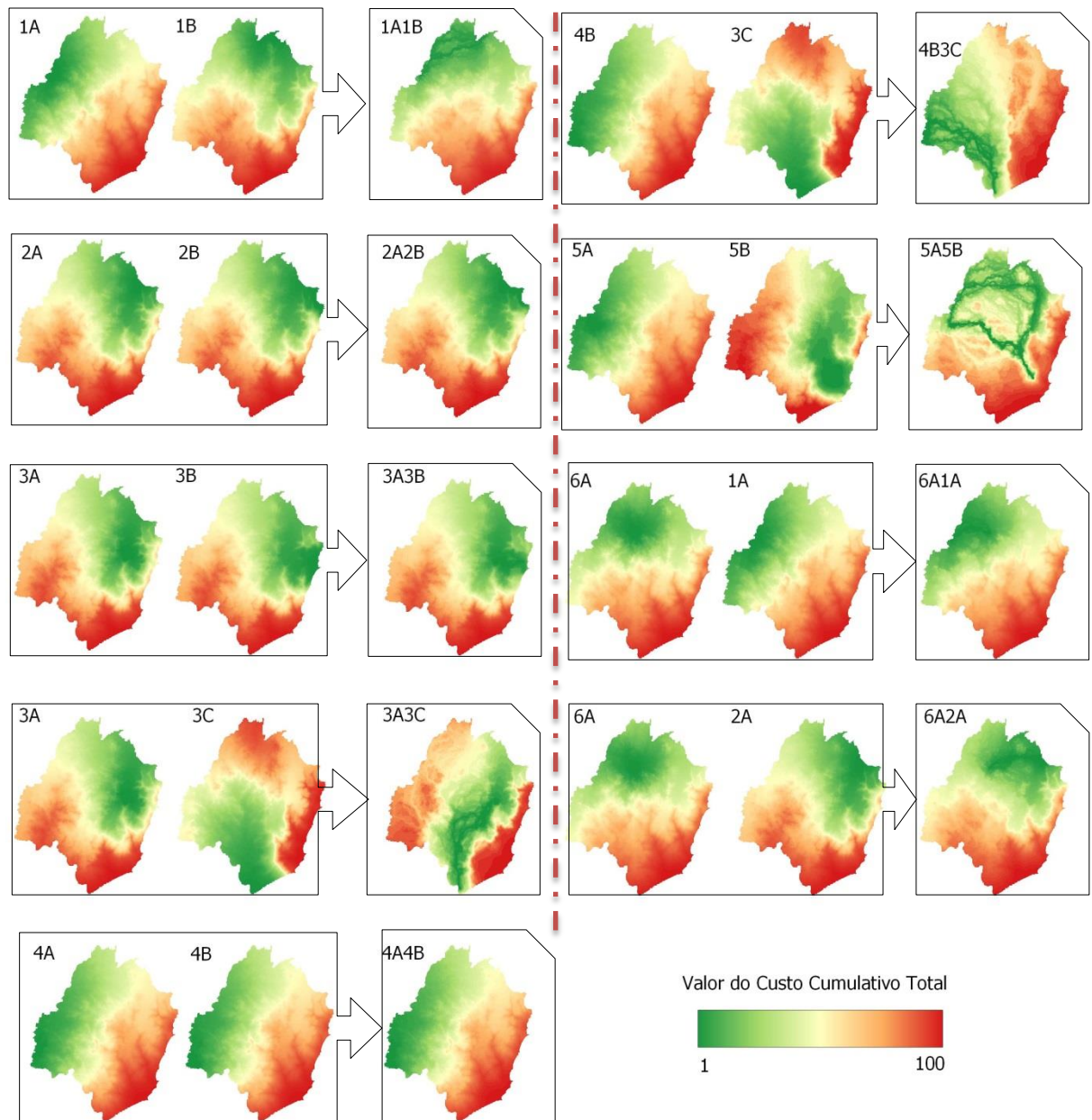


Figura 17 - Imagens matriciais de custo cumulativos das duas direções para cada ligação pretendida e os respectivos mapas de custo total, resultado da soma das duas matrizes.

5.3.4 Classificação de Delimitação das Áreas dos Corredores na Paisagem

As matrizes de custo cumulativo geradas permitiram delimitar nove caminhos de menor custo representando as áreas potenciais para implantar os corredores na área da RH9, que somam aproximadamente 128 mil hectares (19% da área da RH) aptos a receberem as

conexões (TABELA 11). Eles apresentaram uma desuniformidade em comprimentos, larguras, áreas, índices de cobertura de vegetação remanescente e conflitos de uso em função da composição entre fragmentos adjacentes. Verifica-se alguns gargalos provocados pela paisagem fragmentada e também algumas ilhas dentro dos limites dos corredores que significam que esses pixels somados apresentaram valores maiores e não se enquadraram na classe selecionada. Por outro lado, paisagens menos fracionadas, refletem no alargamento do corredor (FIGURA 18).

Tabela 11 – Corredores formados e suas respectivas áreas

CORREDORES	ÁREA (ha)
1A1B	19877
2A2B	9851
3A3B	9621
3A3C	19593
4A4B	9645
4B3C	20208
5A5B	19466
6A1A	9948
6A2A	10314
TOTAL	128523

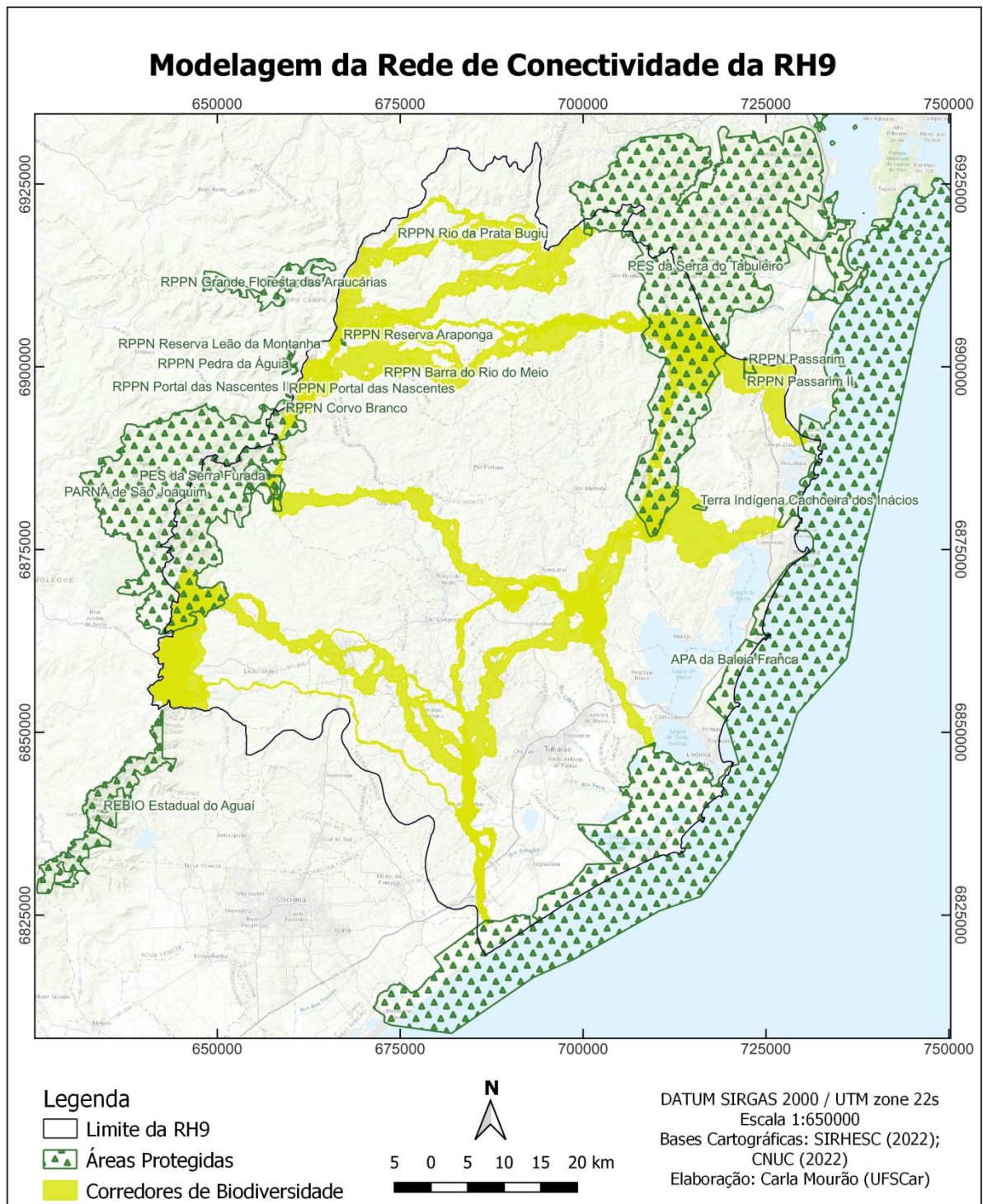


Figura 18 – Mapa da Rede de Conectividade Ecológica entre as Áreas Protegidas na Região Hidrográfica 09 – Sul Catarinense proposta pelo estudo.

A delimitação dos corredores segundo a Resolução do CONAMA nº 09/96 (FIGURA 19) apresentaram diferentes valores nas larguras, pois variaram de acordo com a extensão de cada conexão (TABELA 12). Um detalhe a se acrescentar, é que a conexão 1A1B foi uma das

que apresentou mais de um caminho de menor custo, assim, com o objetivo de conectar as 3 Áreas Protegidas que estão fora do limite da RH9, a noroeste, considerou-se dois eixos centrais para delimitação de duas áreas conforme o CONAMA, a conexão 1A1B2.

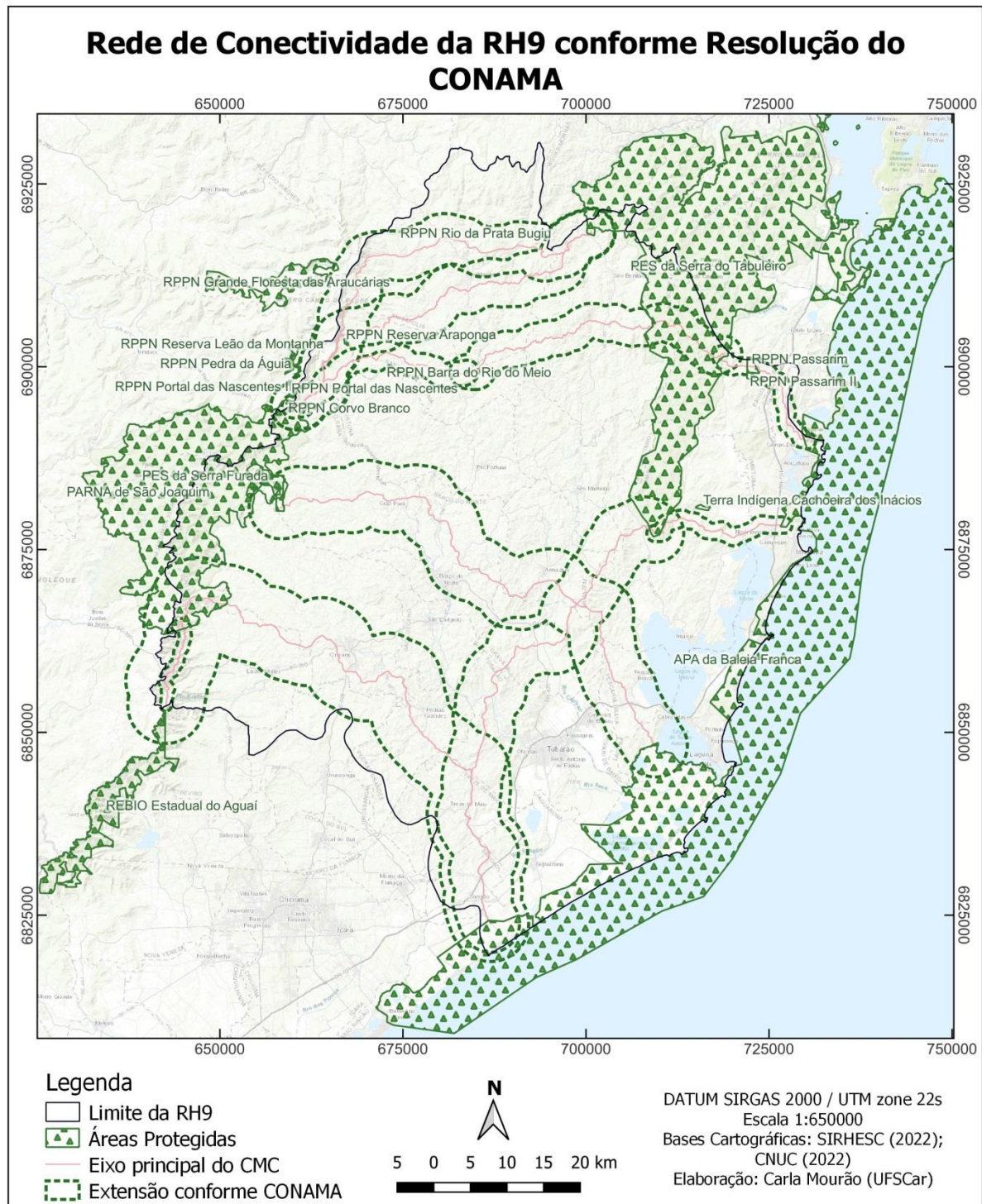


Figura 19 – Mapa da Rede de Conectividade Ecológica entre as Áreas Protegidas na Região Hidrográfica 09 – Sul Catarinense segundo Resolução 09/96 do CONAMA que estipula que a largura dos corredores devem ser 10% do seu comprimento.

Tabela 12 – Valores de comprimento, largura e área dos corredores delimitados conforme a Resolução do CONAMA

CORREDORES	DISTÂNCIA ENTRE ORIGEM E DESTINO (km)	LARGURA CONFORME CONAMA (km)	ÁREA DO CORREDOR - CONAMA (ha)
1A1B	62.44	6.24	37358.75
1A1B (2)	65.22	6.52	42186.49
2A2B	22.3	2.23	4992.88
3A3B	22.16	2.21	4948.29
3A3C	78.98	7.89	61195.27
4A4B	15.38	1.53	2294.57
4B3C	104.04	10.4	102037.65
5A5B	85.88	8.58	70837.72
6A1A	31.42	3.14	9908.01
6A2A	46.88	4.68	21233.86

A maioria das delimitações dos corredores gerados a partir da Resolução do CONAMA possui uma largura muito mais extensa em comparação aos corredores gerados automaticamente pelo SIG, que variam muito ao longo do trajeto, tendo áreas bem estreitas. Alguns autores defendem que a largura mínima dos corredores ecológicos, para que eles sejam eficientes, em função do efeito de borda, pode ser de 200m (TEMPLE e CARY, 1988) a 600m da borda física (SCHROTH et al., 2004) e a 1,2km, estão livre dos efeitos de borda (SEOANE et al., 2010). Como os corredores projetados pela metodologia de caminho de menor custo variam muito de largura, podemos considerar as delimitações baseadas na Resolução sendo área de amortecimento do eixo central do corredor, as quais devam exercer proteção à funcionalidade da delimitação central, já que possuem larguras acima de 1.200m, presumindo assim, que não permitiriam intercorrer os efeitos de borda.

5.4 ANÁLISES DA REDE DE CONECTIVIDADE

5.4.1 Uso e Cobertura da Terra nas Áreas dos Corredores

Foram analisados dos dados de uso e cobertura da terra em cada corredor (FIGURA 20) e observou-se que as propostas apresentaram bons potenciais para a implantação dos corredores de biodiversidade devido a todos apresentarem grandes porcentagens de cobertura florestal, apresentando maior média das conexões (TABELA 13), assim já sinaliza que não

serão necessários muitos gastos com a recuperação de áreas degradadas para completar a conexão.

A segunda maior média de porcentagem de uso dentro dos corredores, 11.7%, foi pela agropecuária, que é representada principalmente pelas pastagens e alguns cultivos, indicando assim, a preocupação com a necessidade de investigar formas alternativas de manejo capazes de responder positivamente aos desafios da produção agropecuária sustentável, como por exemplo, sistemas agrossilvipastoris, que são a combinação intencional (simultânea ou sequencial) de árvores, pastagem e gado em uma mesma área e manejados de forma integrada.

Os corredores com maiores percentuais de áreas preservadas foram o 6A2A, que liga RPPN Corvo Branco ao PES da Serra do Tabuleiro, mais ao norte da RH9, seguido do corredor 4A4B que conecta o PARNA de São Joaquim à REBIO Estadual do Aguai, a sudoeste da RH. Já os corredores 3A3B e 3A3C apresentaram maiores valores de uso antrópico, principalmente pela agropecuária e silvicultura.

Tabela 13 – Uso e cobertura da terra em cada Corredor de Biodiversidade proposto

USO E COBERTURA DA TERRA (%)							
CORREDORES	Floresta	Formação Campestre	Silvicultura	Agro-pecuária	Agricultura	Área não Vegetada	Corpos d'água
1A1B	88,0	0,2	4,9	6,8	0,0	0,1	0,0
2A2B	85,0	0,0	3,7	10,4	0,3	0,5	0,1
3A3B	72,6	0,0	6,8	15,4	3,2	1,9	0,1
3A3C	72,9	0,0	6,6	19,5	0,3	0,6	0,1
4A4B	88,9	0,2	0,3	10,6	0,0	0,0	0,0
4B3C	79,6	0,1	2,5	16,6	0,4	0,7	0,1
5A5B	79,6	0,0	4,0	15,7	0,3	0,3	0,1
6A1A	80,7	0,2	11,5	7,5	0,0	0,0	0,1
6A2A	93,1	0	4,1	2,8	0	0	0
Média	82,27	0,07	4,94	11,7	0,5	0,45	0,06

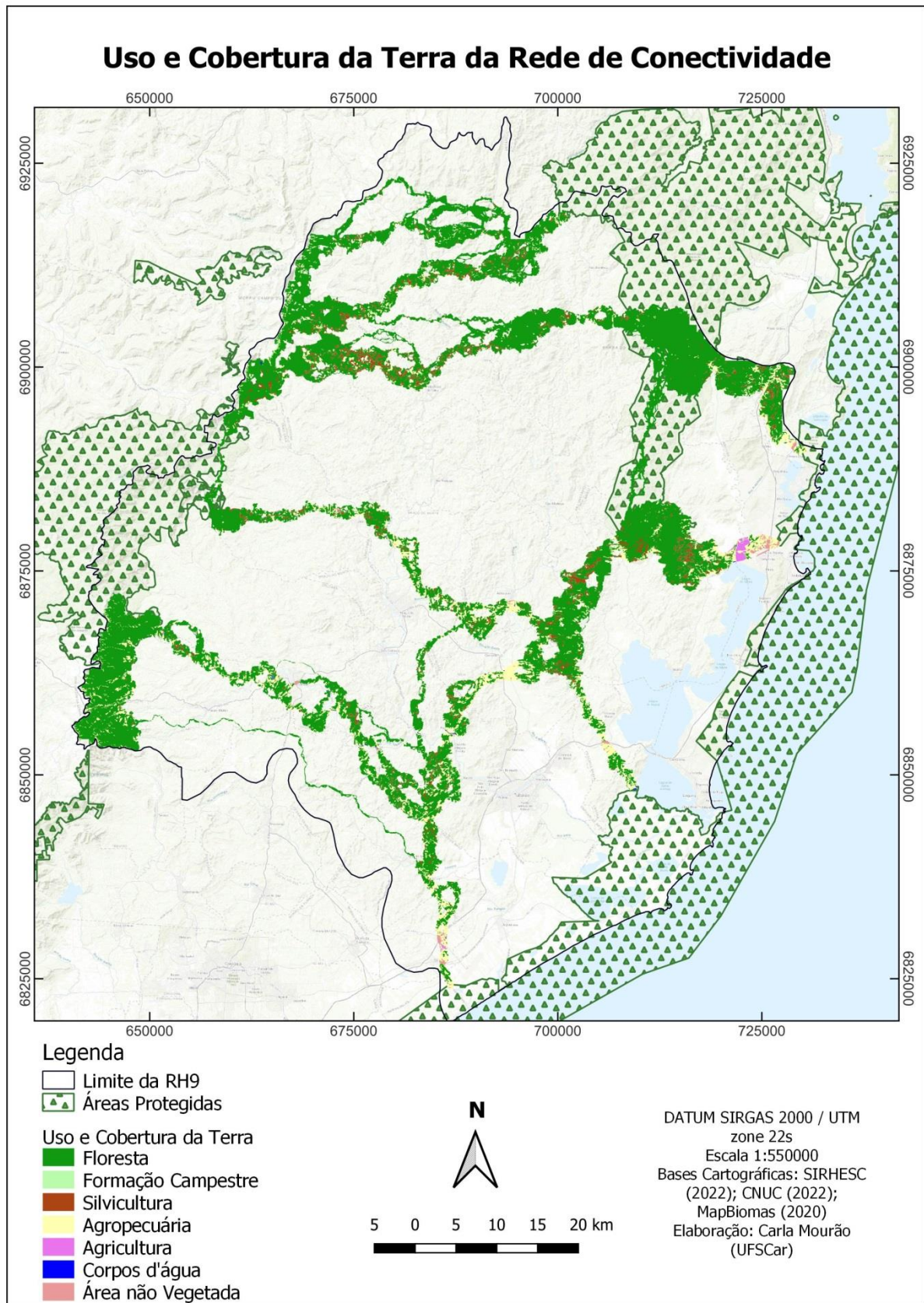


Figura 20 – Espacialização os tipos de uso e cobertura da terra mapeados dentro dos corredores delimitados.

5.4.2 Análise Espacial do Índice de Cobertura de Vegetação Florestal dos Corredores em Unidades de Paisagem

Por mais que os corredores tenham sido estabelecidos por células de menores custos cumulativos, pode ocorrer, em alguns locais, a inclusão de células com valores mais elevados, representando custos mais altos de fricção. Assim, esses locais representam áreas com baixo índice de cobertura de vegetação florestal inseridas nos corredores e, portanto, desfavoráveis para conectividade da paisagem.

A qualidade dos corredores de biodiversidade foi avaliada a partir da verificação das áreas dos corredores onde havia maior e menor capacidade para a conexão entre as Áreas Protegidas. Dessa maneira, a quantificação dos remanescentes de vegetação natural foi intersectada por unidades da paisagem representadas em uma rede de hexágonos abrangendo os limites de cada corredor gerado. A partir da análise dessas unidades foi possível calcular o percentual de vegetação ocupado em cada hexágono (de 0 a 100%), classificando espacialmente as condições dos corredores buscando a melhor visualização espacial das áreas com menor e maior integridade. Os hexágonos onde foram observados bons índices de cobertura de vegetação foram representadas na Figura 21 com as cores mais esverdeadas, já as que apresentaram valores mais baixos, que significam ausência de cobertura florestal, estão representados por cores mais quentes (amarelo, laranja e vermelho).

Já a análise quantitativa dos hexágonos existentes em cada classe de porcentagem de cobertura de vegetação (FIGURA 22) confirma terem bons potenciais para a implantação dos corredores de biodiversidade, pois a maioria de suas unidades de paisagens consideradas apresentaram em seu interior índices de cobertura de vegetação mais altos, isso significa que apresentam menores custos acumulados, assim a capacidade de conexão entre os remanescentes de vegetação é bem significativa. Entretanto, existem alguns hexágonos que não possuem índices satisfatórios e terão que ser priorizados para estabelecer um melhor manejo da área, como por exemplo, os do corredor 3A3B, pois 30 % deles possuem índices de vegetação que vão de 0 a 50%, principalmente próximo ao ponto 3B, o qual apresenta área bastante antropizada e que desfavorecem a conectividade na paisagem, sendo necessárias ações de recuperação florestal e políticas de incentivo a restauração para atingir o objetivo da conexão. Assim também ocorre com o corredor 3A3C, que tem 34,3 % dos hexágonos com índices de vegetação abaixo de 50%, porém estes estão mais dispersados, sendo atividades antrópicas mais pontuais, mas que também vão precisar de algum manejo. Isso mostra que

mesmo em uma paisagem bastante fragmentada o método utilizado propõe delimitar regiões mais favoráveis para a implantação de corredores de biodiversidade.

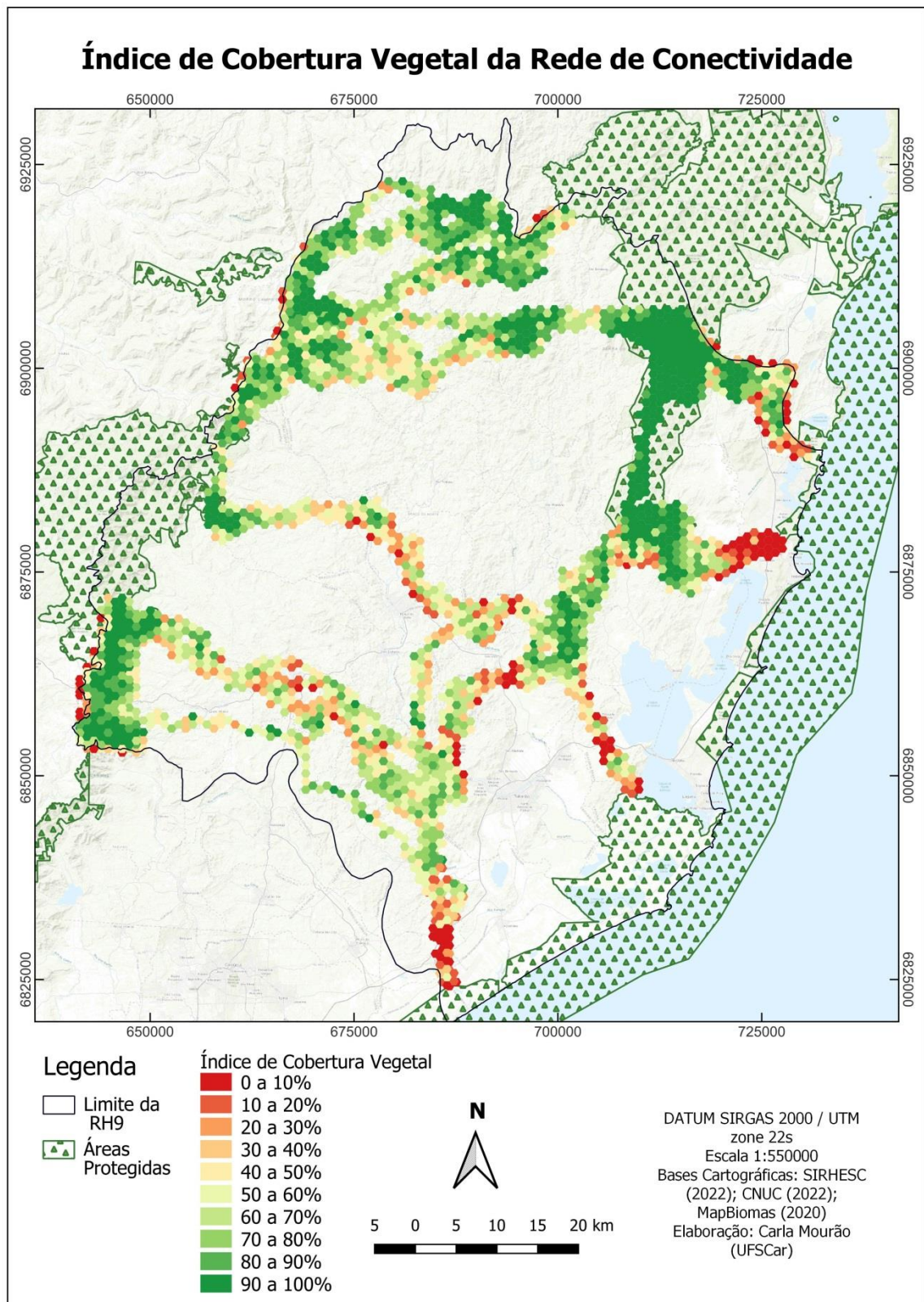


Figura 21 – Espacialização do índice de cobertura vegetal nas unidades de paisagem que intersectam os corredores que apresentaram.

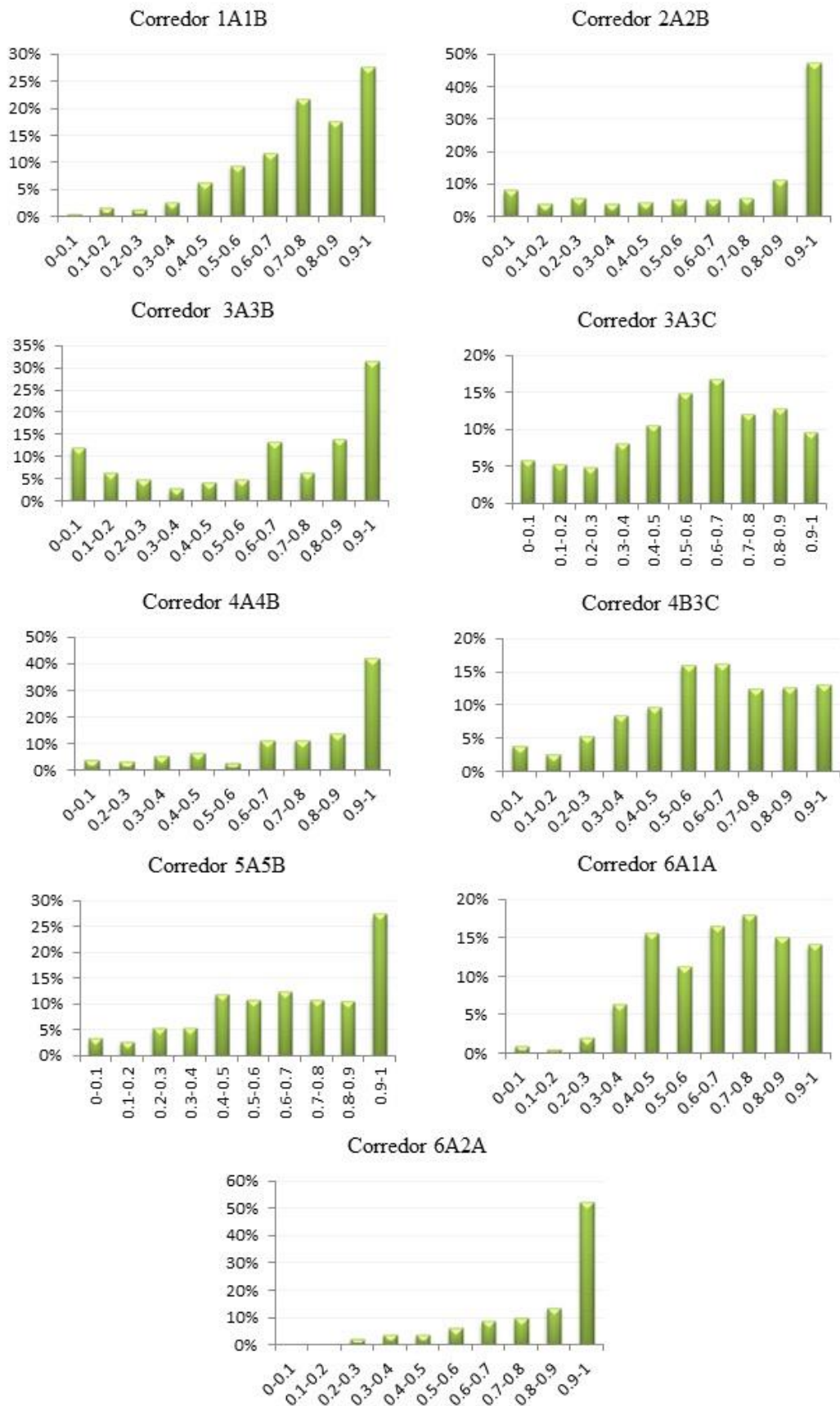


Figura 22 - Gráficos do resumo da quantidade de hexágonos quanto às classes de porcentagem de vegetação remanescente dentro de cada corredor.

Para uma melhor visualização das unidades de paisagem que merecem mais atenção para a execução de ações em prol de melhorar as conexões, foram espacializados os hexágonos que apresentaram índices de vegetação menores que 50% (FIGURA 23), fato que indica que a área do corredor foi impactada pelas alterações no uso e cobertura da terra na paisagem em estudo.

Filtramos 645 unidades de paisagem com esses baixos índices, que somados representam quase 24% do total da malha hexagonal, sendo distribuídos ao longo de todos os corredores, mas apresentando maior concentração no centro-sul da RH9 e na planície próximo aos pontos 3B, 3C, 5B e 3B, todos no eixo da rodovia BR-101Sul, o que defini a necessidade de estruturas do tipo “passa-fauna” robustas sobre e sob esta rodovia.

Tais regiões são de extrema importância para o estabelecimento de corredores, por isso necessitam ser melhor estudadas para que o corredor se estabeleça ecologicamente e, de fato, exerça sua função de conectar remanescentes isolados.

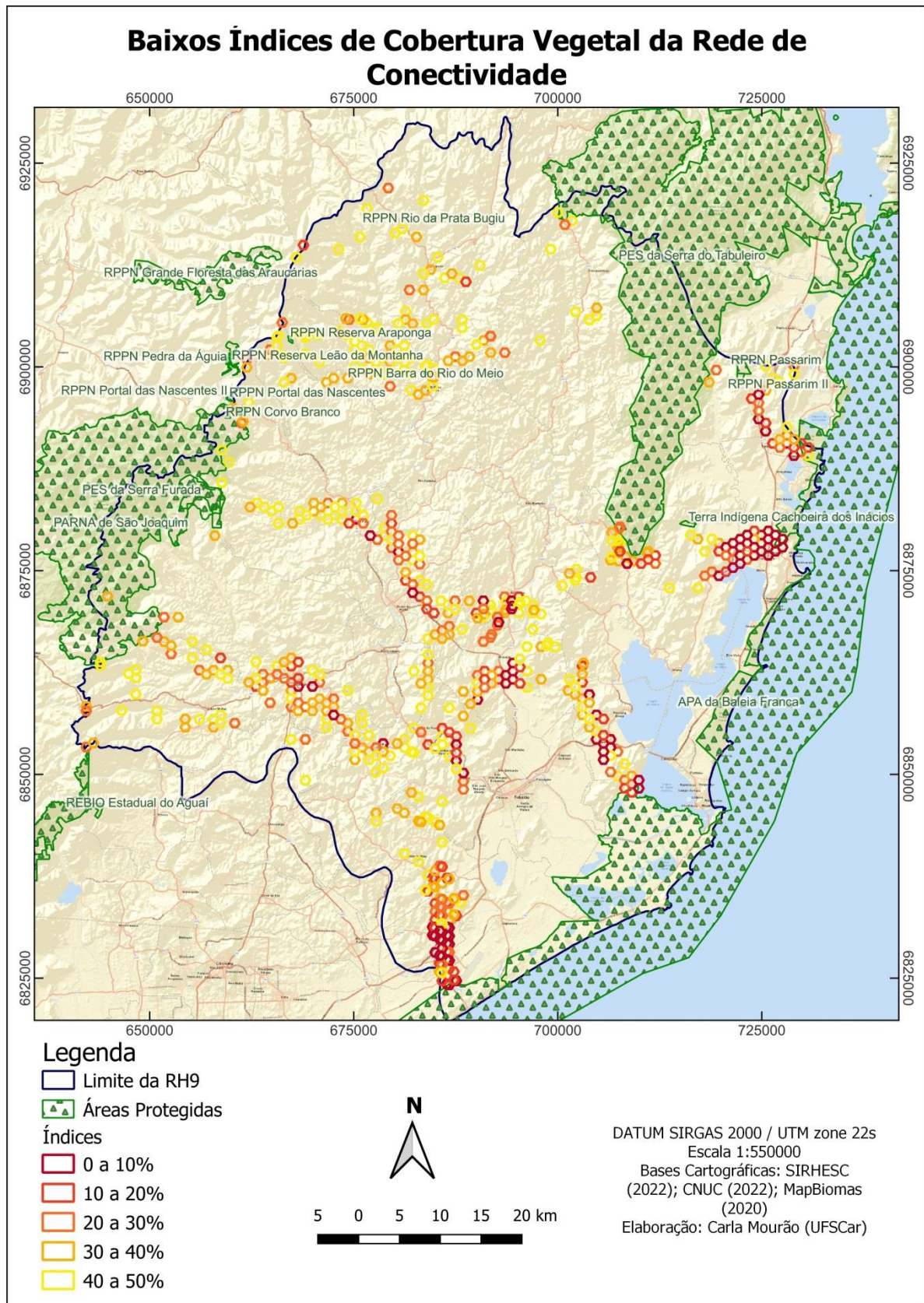


Figura 23 – Espacialização das unidades de paisagem dentro dos corredores que apresentaram índices de vegetação menores que 50% e merecem prioridades para ações de manejo objetivando uma conexão contínua dos corredores.

5.4.3 Análise das Áreas de Preservação Permanente nos Corredores

As APPs que estão inseridas nos corredores gerados somam 26.297,95 hectares, representando por volta de 12% da área total da rede, porém muitas de suas delimitações foram invadidas por atividades antrópicas que estão desrespeitando a legislação e sabemos que essas áreas são importantes para a formação dos corredores. Dessa forma, mapeamos o conflito de uso de todas as Apps dos corredores para analisar sua configuração na paisagem, como por exemplo, a conexão 3A3B ampliada na Figura 24.

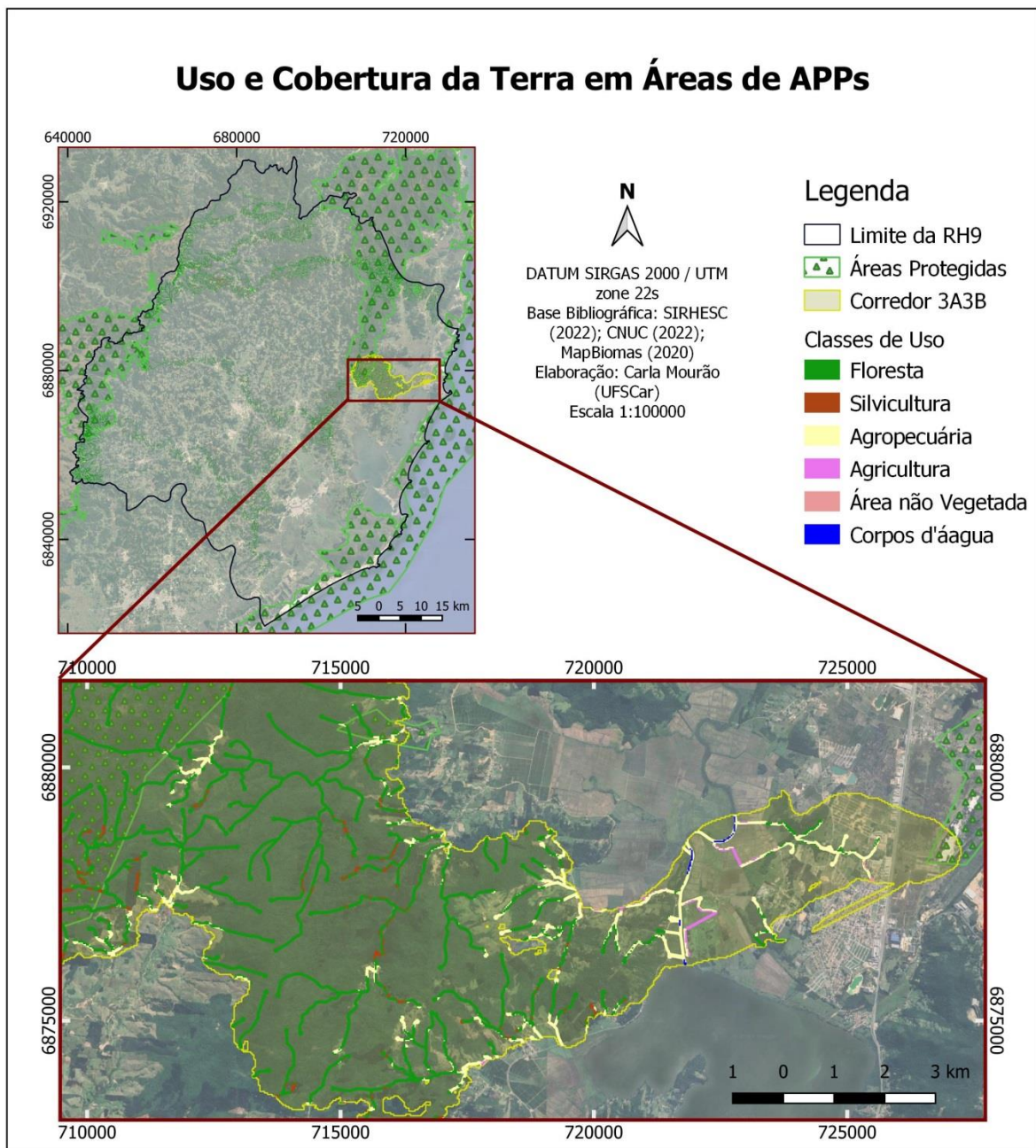


Figura 24 – Mapeamento do conflito de uso e cobertura da terra nas áreas de app dos corredores. Escala aproximada para melhor visualização do corredor 3A3B (que conecta a Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e a APA da Baleia Franca)

A partir da análise dos dados das tabelas (TABELAS 14, 15, 16, 18, 19, 20, 21 e 22) e dos gráficos (FIGURAS 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, e 33) sobre o conflito de uso nas áreas de APPs encontradas nos corredores, foi possível verificar que o corredor 3A3C apresentou a maior porcentagem de usos indevidos em áreas de preservação permanente, tendo 28,12% da área das apps (799,39 ha) utilizados em desacordo com a legislação. Já o corredor que apresentou melhor estado de cumprimento da lei é o corredor 6A2A, com somente 7,15% (167,26 ha) utilizados para agropecuária, silvicultura, por exemplo, ainda assim necessitando de ações de restauração. Considerando-se o somatório de todos os conflitos temos 16% da área total de apps (4.202,06 hectares) em desacordo com a legislação, dessa forma, a fiscalização sobre essas áreas e a imposição de ser fazer cumprir a lei, facilitaria ainda mais a implantação dos corredores, reduzindo significativamente as áreas que terão que ser restauradas.

Tabela 14 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 1A1B

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	4299.26	87.40
Agropecuária	442.00	8.98
Silvicultura	163.32	3.32
Formação Campestre	11.09	0.23
Corpos d'água	2.24	0.05
Agricultura	1.20	0.02
Não Vegetada	0.19	0.004
TOTAL	4919.30	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	606.71	12.33

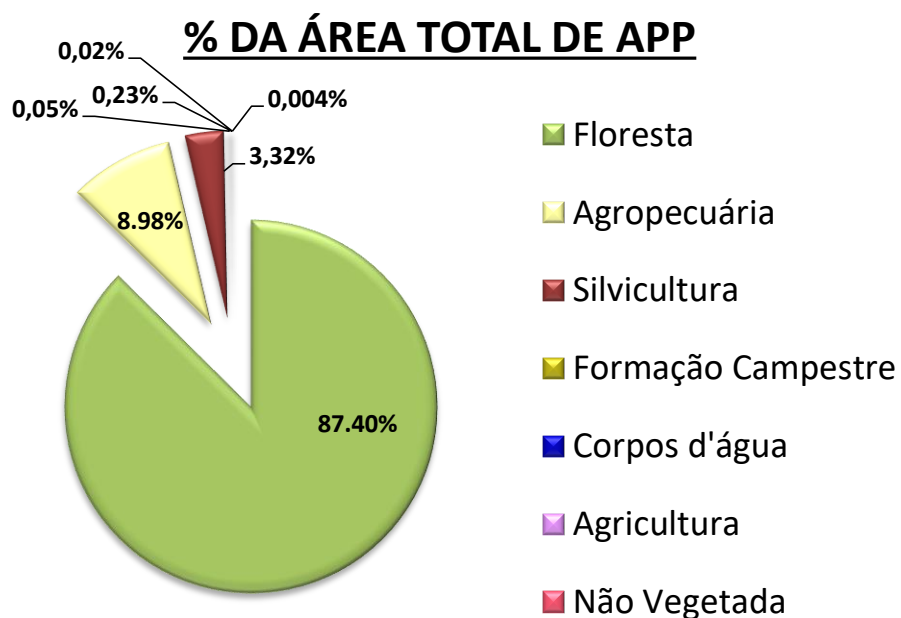


Figura 25 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 1A1B.

Tabela 15 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 2A2B

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	1717.916	87.67
Agropecuária	209.243	10.68
Silvicultura	30.389	1.55
Não Vegetada	1.172	0.06
Agricultura	0.61	0.03
Corpos d'água	0.265	0.01
TOTAL	1959.595	100.0

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	241.41	12.32

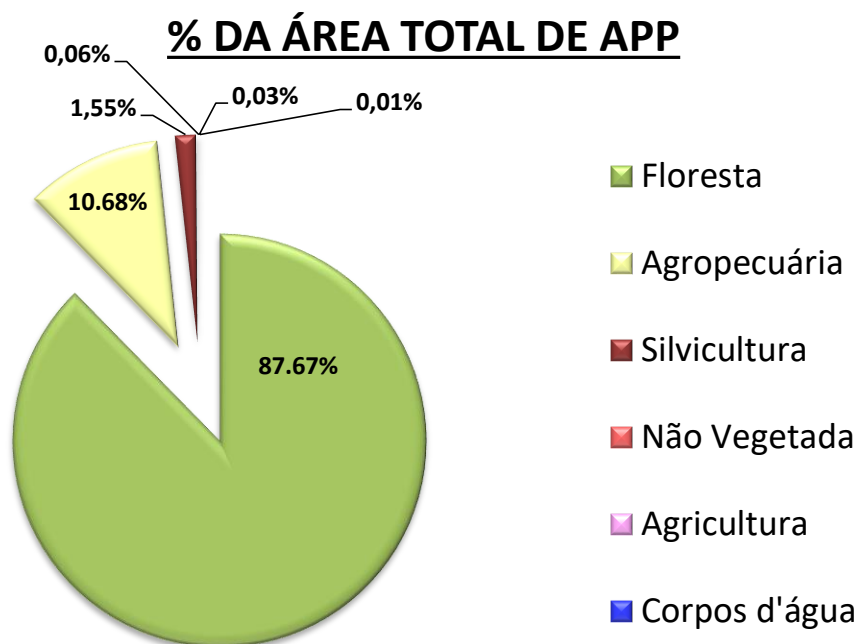


Figura 26 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 2A2B.

Tabela 16 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 3A3B

TIPO DE USO	ÁREA (há)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	1027.534	76.49
Agropecuária	234.925	17.49
Silvicultura	59.85	4.46
Agricultura	14.887	1.11
Corpos d'água	4.453	0.33
Não Vegetada	1.762	0.13
TOTAL	1343.41	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	311.42	23.18

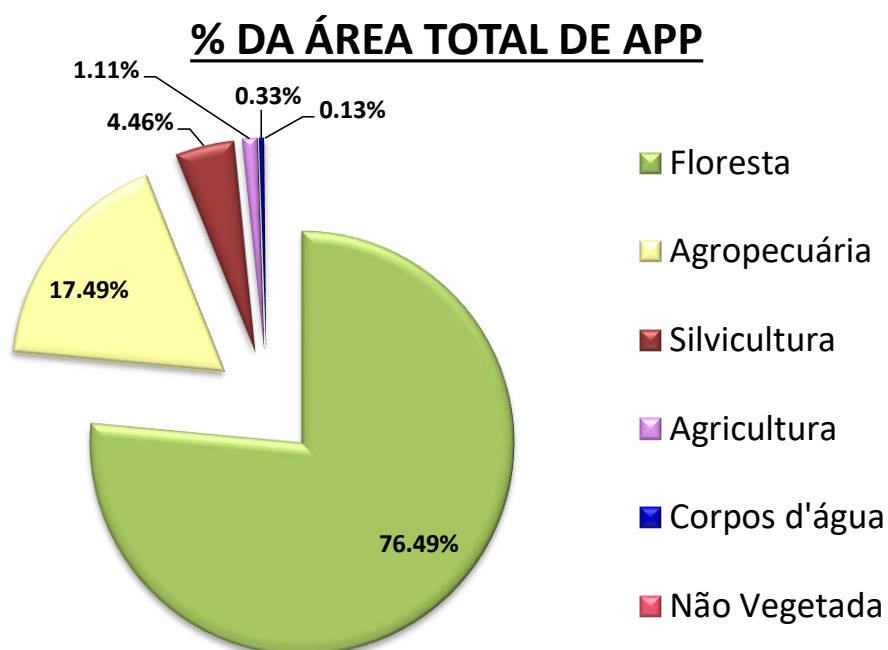


Figura 27 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 3A3B.

Tabela 17 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 3A3C

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	2029.181	71.38
Agropecuária	667.251	23.47
Silvicultura	126.96	4.47
Corpos d'água	14.277	0.50
Não Vegetada	2.65	0.09
Agricultura	2.528	0.09
TOTAL	2842.847	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	799.39	28.12

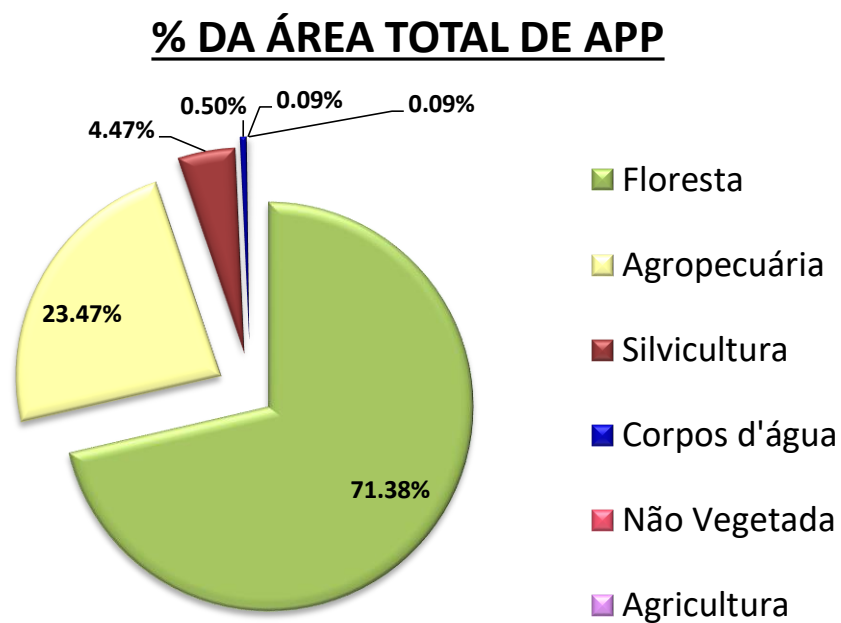


Figura 28 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 3A3C.

Tabela 18 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 4A4B

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	3172.568	80.95
Agropecuária	671.337	17.13
Silvicultura	40.018	1.02
Corpos d'água	20.481	0.52
Não Vegetada	6.926	0.18
Formação Campestre	5.117	0.13
Agricultura	2.528	0.06
TOTAL	3918.98	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	720.81	18.39

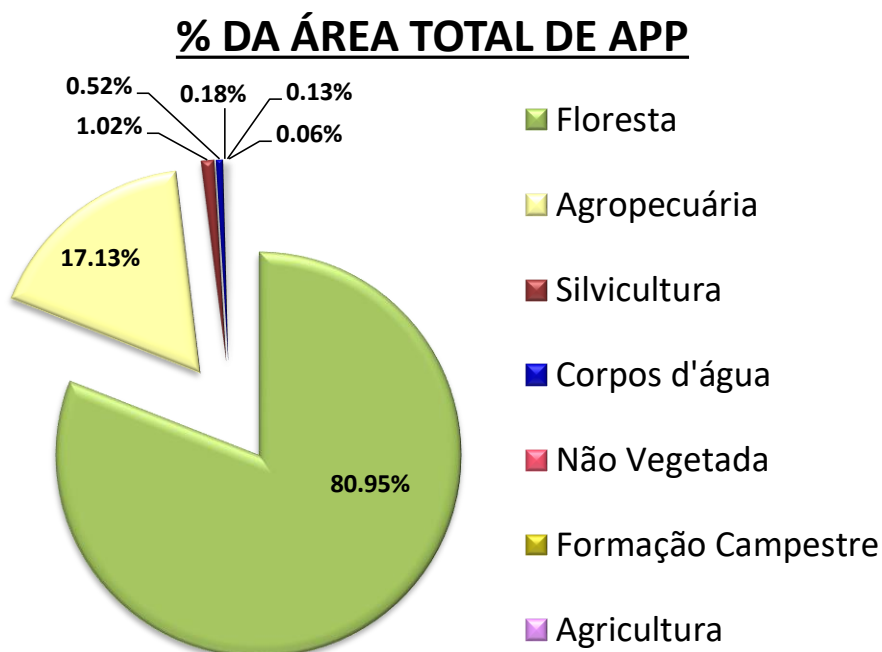


Figura 29 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 4A4B.

Tabela 19 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 4B3C

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	2040.305	86.59
Agropecuária	305.537	12.97
Formação Campestre	9.079	0.39
Silvicultura	0.798	0.03
Agricultura	0.638	0.03
TOTAL	2356.36	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	306.97	13.03

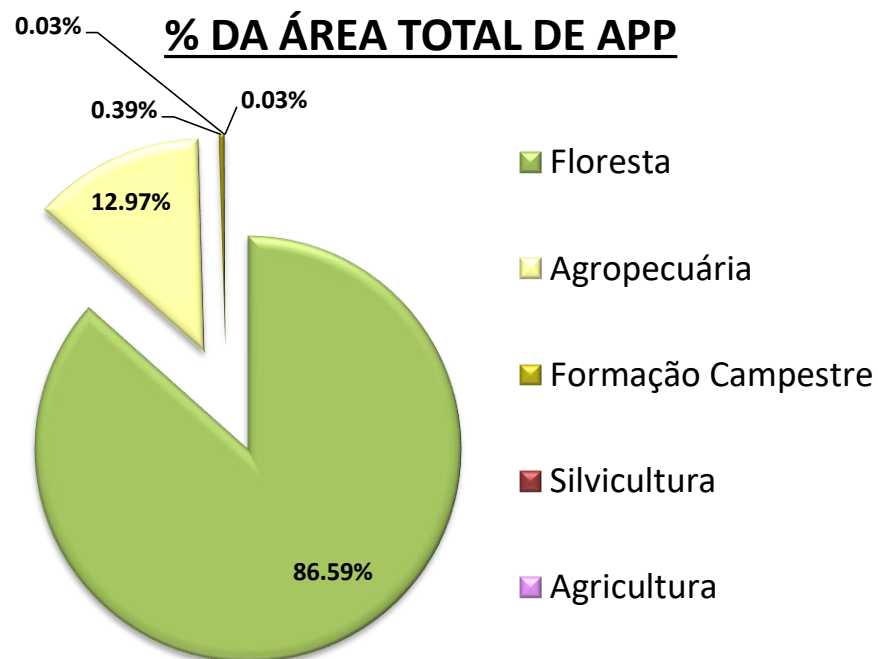


Figura 30 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 4B3C.

Tabela 20 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 5A5B

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	3405.65	84.09
Agropecuária	537.47	13.27
Silvicultura	87.23	2.15
Corpos d'água	9.25	0.23
Agricultura	4.60	0.11
Formação Campestre	3.12	0.08
Não Vegetada	2.89	0.07
TOTAL	4050.21	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	632.19	15.61

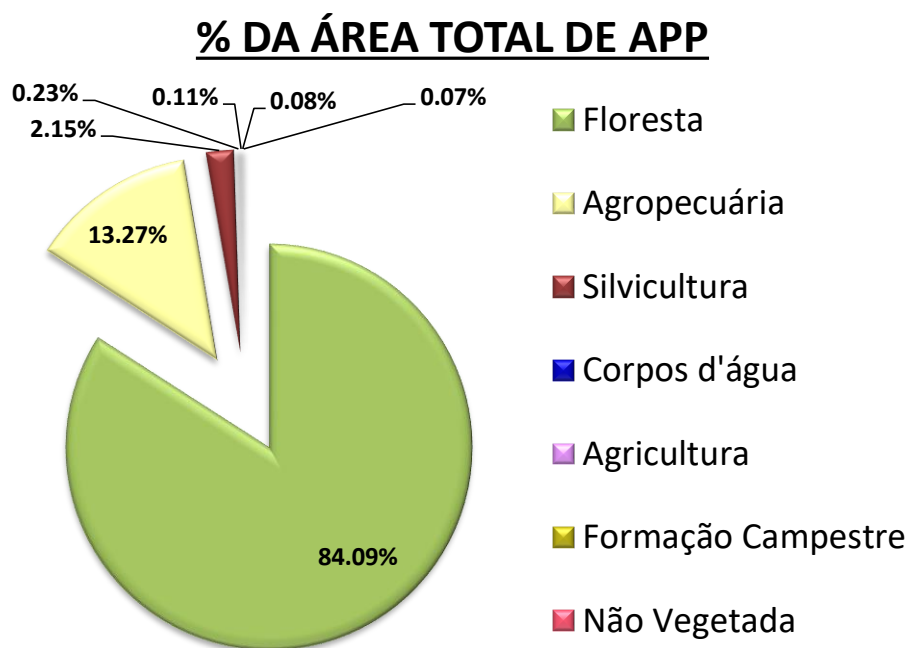


Figura 31 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 5A5B.

Tabela 21 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 6A1A

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	2145.15	83.53
Agropecuária	214.18	8.34
Silvicultura	201.70	7.85
Formação Campestre	5.69	0.22
Corpos d'água	1.36	0.05
Agricultura	0.03	0.001
TOTAL	2568.10	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	415.90	16.19

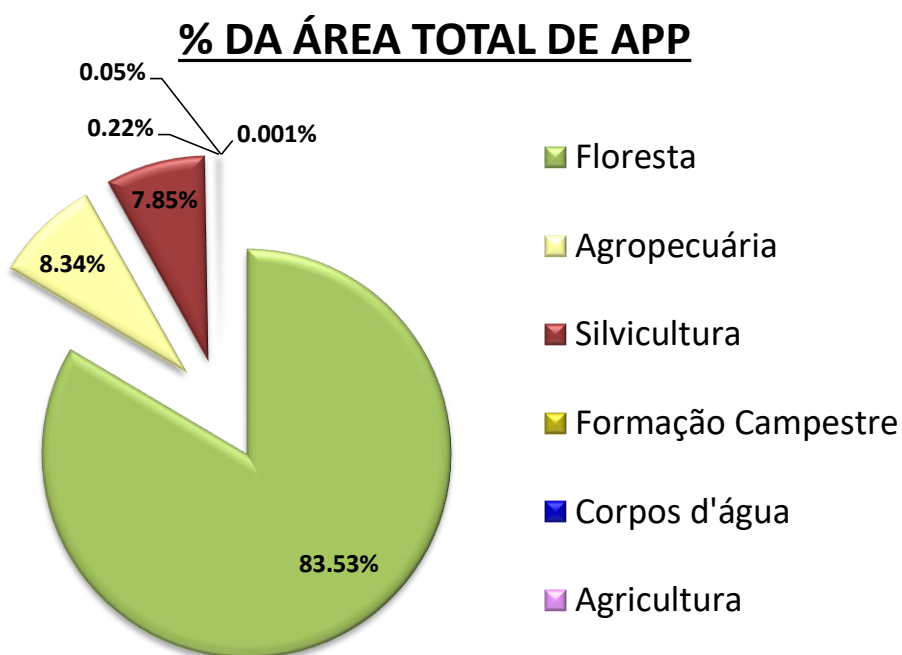


Figura 32 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 6A1A.

Tabela 22 – Quantificação do conflito de uso e cobertura da terra no corredor 6A2A

TIPO DE USO	ÁREA (ha)	% DA ÁREA TOTAL DE APP
Floresta	2170.095	92.76
Agropecuária	97.449	4.17
Silvicultura	69.811	2.98
Corpos d'água	2.009	0.09
Formação Campestre	0.054	0.002
TOTAL	2339.42	100.00

	Total de Área (ha)	Porcentagem Total
Fora da Legislação	167.26	7.15

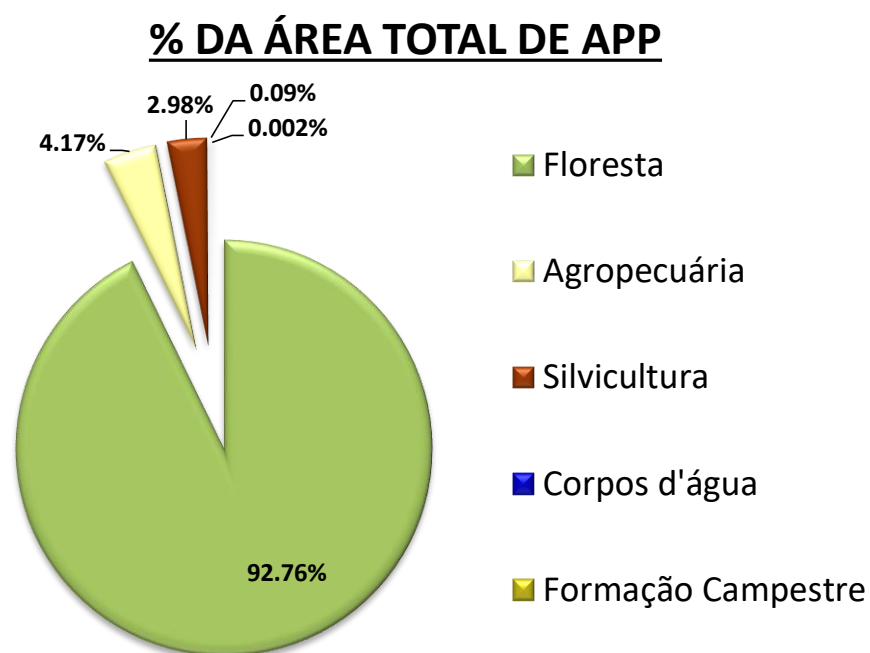


Figura 33 – Gráfico da porcentagem dos tipos de uso dentro das APPs do corredor 6A2A.

Deve ser destacado que tanto as áreas dentro dos corredores quanto as áreas ao seu redor estão sendo impactadas por pressões antrópicas, principalmente pela exploração agropecuária, que, de forma gradativa, invade as Áreas de Preservação Permanente, contribuindo para a degradação do meio ambiente. Os corredores delimitados acabam passando por áreas antropizadas, e, a partir da identificação destas áreas “gargalo”, é possível verificar quais são os obstáculos e definir as ações viáveis para contorná-los. Sendo assim, para o sucesso da implementação de corredores de biodiversidade, é fundamental investir na regeneração dos ecossistemas naturais e em práticas de usos sustentáveis dos recursos.

5.4.4 Áreas Críticas dos Corredores de Biodiversidade

A partir das análises dos corredores foi possível identificar alguns locais que apresentam afunilamento do corredor, “áreas gargalo”. Estas apresentam um baixo índice de vegetação, alguns conflitos de uso e cobertura da terra nas áreas de APPs e a presença de rodovias, as quais representam um grande risco ao fluxo das espécies (FIGURA 34).

Em alguns trajetos foi possível perceber delimitações mais estreitas dos corredores provocando um estrangulamento na área para movimentação das espécies. Esses locais evidenciam que a paisagem foi bastante impactada pela antropização, com as mudanças na cobertura natural da terra tanto pela urbanização quanto pelas atividades agrícolas (TABELA 7 e FIGURA 9) e que desfavoreceram a conectividades do ambiente. A identificação e estudo mais detalhado dessas regiões que apresentam estreitamento na largura do corredor são fundamentais para garantir que os corredores não deixem de proporcionar as atenuações nos efeitos da fragmentação e, de fato, exerçam a função de conectar remanescentes isolados, sendo necessárias mais intervenções para manutenção e recuperação da paisagem.

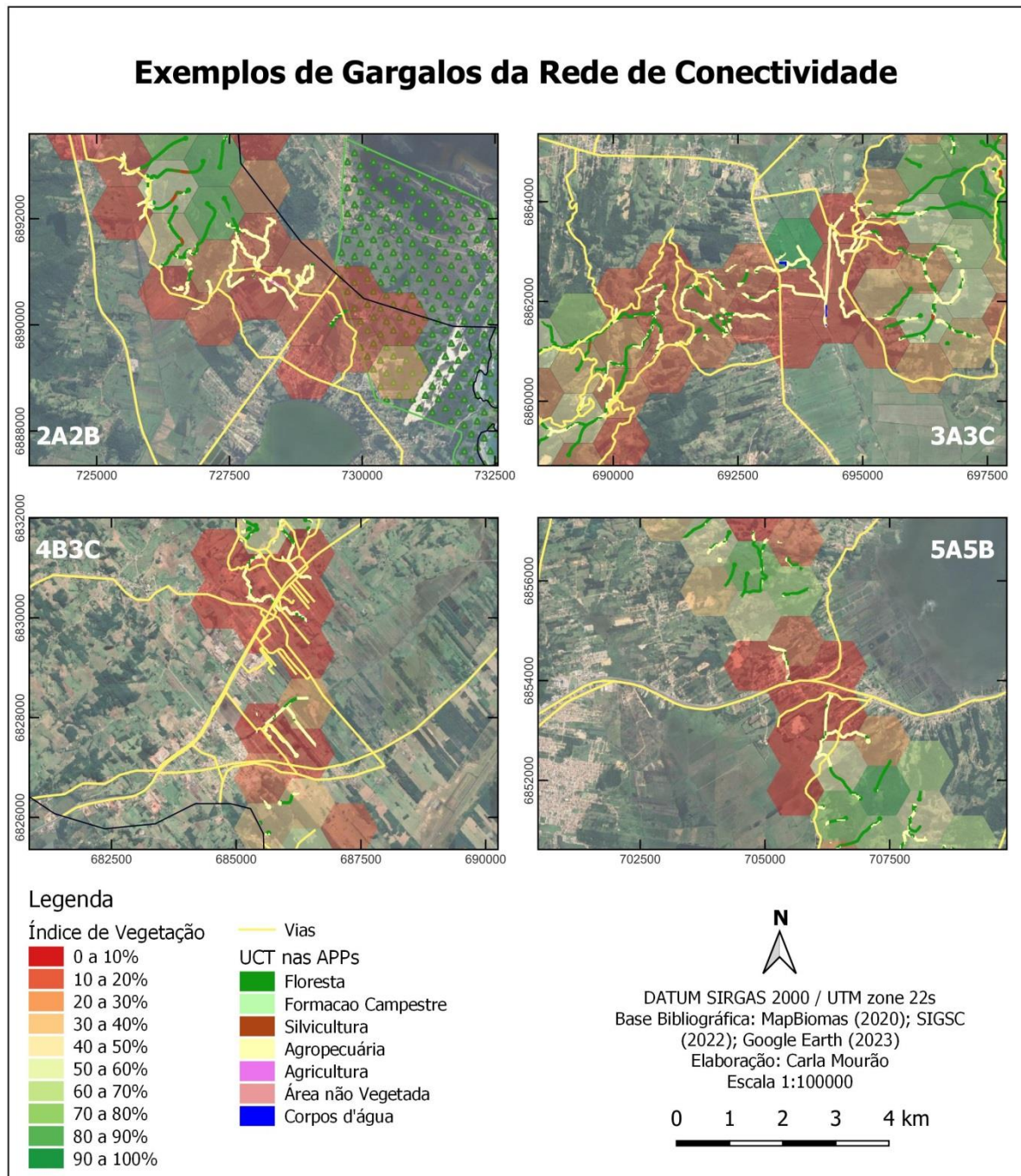


Figura 34: Gargalos dos corredores 2A2B, 3A3C, 4B3C e 5A5B que apresentaram baixos índices de vegetação, conflitos de uso e cobertura da terra e impactados pela antropização da paisagem.

5.4.5 Diretrizes

De forma geral, os corredores buscaram percorrer trechos onde existe vegetação florestal devido à matriz de custo gerada com os valores atribuídos, mas também percorreram áreas que não são apropriadas para a dispersão das espécies. Para serem eficientes vão depender da configuração dos mosaicos de habitats formados, tornando-os mais ou menos

favoráveis para determinado tipo de organismo. Em áreas com diversos tipos de cobertura da terra, para ajudar na permeabilidade da região, a implantação de sistemas agroflorestais tem sido apresentada como alternativa para o uso sustentável dos recursos naturais, uma vez que, segundo Santos (2017), têm potencial para manter a provisão de serviços ecossistêmicos e incrementar a biodiversidade na Mata Atlântica quando comparado com os sistemas produtivos convencionais (monoculturas agrícolas e florestais).

Como por exemplo, as novas técnicas de produção da agropecuária e o avanço da biotecnologia, têm permitido produtividade de alimentos e novos medicamentos para a humanidade. A produção agropecuária da RH9 demonstra fatores favoráveis que estão impulsionando na produção tecnificada em escala de produtos de proteína animal que podem gerar oportunidades de utilização de dejetos de origem animal para a produção de alimentos, diminuindo a dependência externa de adubos minerais.

Algumas outras diretrizes para uma gestão integrada da paisagem são:

- a) Primeiramente, os corredores ecológicos devem ser reconhecidos por um ato do Ministério do Meio Ambiente (Decreto 4.340/2002 da Lei do SNUC). Devendo tornar-se parte de mosaicos, para fins de gestão.
- b) Uma das primeiras ações é a fiscalização do cumprimento da legislação ambiental para proteção da vegetação.
- c) Avaliar ambientalmente os imóveis rurais existentes no Cadastro Ambiental Rural. Assim, passa-se a analisar os imóveis que estão cadastrados e localizados na área de estudo.
- d) Devem ser promovidos cursos que enfoquem técnicas de adequação ambiental para a regularização e averbação de Reserva Legal para proteção das APP's, pois são áreas protegidas por lei e que podem favorecer a criação do corredor ecológico, além de apresentarem o menor custo e maior facilidade para implantação do mesmo (MEIRA *et al.*, 2016).
- e) Considerar que a população com grupos de interesses diferentes no ecossistema (“*stakeholders*”) tem sido o fator causal preponderante na degradação e na conseqüente diminuição da diversidade biológica, então é principalmente por meio desses grupos que esse mesmo processo de degradação pode ser controlado e revertido (MMA & PPG7, 2002).

- f) Executar medidas que priorizem o aumento de áreas centrais úteis e qualidade ambiental de pequenos remanescentes, como reflorestamento.
- g) Promover atividades como agricultura e pecuária sustentáveis, de modo a conter a degradação do solo, mantendo a ciclagem de nutrientes e evitando a deterioração dos corpos hídricos. A agricultura familiar e agrofloresta nas áreas de relevo acidentado;
- h) A geologia e geomorfologia da região favorecem atividades econômicas como: o ecoturismo e o turismo sustentável (turismo de praia, turismo rural, como a “Acolhida na colônia”, por exemplo) como forma de geração de renda para as comunidades locais, promovendo, desta forma, a manutenção dessas áreas através do incentivo ao comércio de produtos ambientalmente sustentáveis, uma vez que, atividades como essas favorecem o fortalecimento da relação homem-natureza, tanto da população local, quanto dos visitantes dessas áreas.

Portanto, a metodologia proposta foi capaz de analisar a heterogeneidade da paisagem, associando as características dos fatores utilizados que interferem no deslocamento e sobrevivência percebida pelo grupo focal (felinos silvestres) e seus ecossistemas. Esta associação aumenta a possibilidade da implantação de corredores funcionais, pois a conectividade não pode ser definida simplesmente considerando estruturas físicas da área, representando assim uma interação entre o modelo de distribuição de espécies (MDEs) de felinos silvestres e a estrutura da paisagem,

Esse conhecimento deve fornecer a base para melhorias contínuas na localização, delimitações dos corredores, existindo uma necessidade urgente de pesquisas e programas de monitoramento para avaliar a eficácia dessas medidas e resolver os gargalos encontrados para a sua implementação. Além disso, devem ser desenvolvidas políticas públicas por parte do estado e dos municípios onde encontram-se estes corredores para evitar mudanças nos usos da terra nestas áreas definidas como prioritárias para conexão, envolvendo inclusive pagamentos por serviços ambientais aos proprietários que por ventura tiverem ali suas terras, considerando sua contribuição para a conservação da biodiversidade, sua função ecológica e os benefícios dos serviços ecossistêmicos prestados à população desta região.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conservação da biodiversidade implica não somente a preservação e restauração do ecossistema, mas também aproveita o progresso social, científico e tecnológico que permite a convivência da natureza e a produção humana. As soluções baseadas na natureza, que visam substituir as intervenções humanas poluidoras ou ecologicamente agressivas por práticas sustentáveis, devem ser aplicadas para diminuir a resistência cultural dos agricultores e moradores locais, ampliando aqueles interessados em cooperar.

Os Corredores de Biodiversidade possibilitam incluir múltiplas escalas conceituais para conservação da natureza, fortalecendo a ideia de criação e implementação das diferentes categorias de áreas protegidas, integrando-as em uma perspectiva de conservação mais ampla, onde as mesmas sejam núcleos principais para conservação aliados aos demais remanescentes e a recuperação ambiental de áreas degradadas entre os fragmentos de ecossistemas. Da mesma forma, devem estimular a adoção de políticas e ações efetivas que facilitem atividades produtivas de baixo impacto e valorizem a diversidade sociocultural como elemento fundamental da conservação da biodiversidade.

Assim, buscou-se na visão geossistêmica, aprimorar a análise da paisagem da área da Região Hidrográfica - 09 Sul Catarinense utilizando o sensoriamento remoto e assegurar a implantação dos corredores neste estágio, onde ainda existem grandes possibilidades de conexão e não esperar que o cenário de desmatamento fique caótico para se remediar a situação.

Os modelos anteriormente construídos usando somente distâncias podem e devem ser aperfeiçoados. Dessa forma, esse estudo apresentou um diferencial na metodologia que foi o fato de levarmos em consideração um fator funcional além de outros estruturais da paisagem propondo a melhoria da conectividade dos ambientes florestais reduzindo o processo de fragmentação. Esta abordagem permite propor estratégias para a conservação das espécies, orientadas a melhorar sua dispersão entre os fragmentos, e pode ser útil na escolha de áreas prioritárias para conservação ou restauração em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. É uma alternativa relativamente simples, e tem a vantagem de conseguir fazer uma conexão entre o organismo e a paisagem podendo aproveitar informações das espécies obtidas em outros experimentos.

Ademais, a conectividade proposta não se limitou entre duas áreas protegidas somente, e sim uma rede de conectividade regional entre várias delas, o que possibilita aperfeiçoamentos na dinâmica inerente da área de estudo, pois por se tratar de uma região

hidrográfica, é de extrema importância para se garantir serviços ecossistêmicos não só locais, como regionais e podendo ainda ser aplicada em larga escala.

As métricas selecionadas na pesquisa possibilitaram gerar informações de grande importância para a análise ora pretendida, mostrando-se bem objetivas e capazes de contribuir para as conclusões e demais considerações acerca da estrutura da área de estudo. As mesmas possibilitaram produzir informações que viabilizaram críticas e análises da situação ambiental no tocante à cobertura e uso do solo. Tais ferramentas foram imprescindíveis para a formulação da proposta de corredores, pois foi possível modelar características (custos) de determinados fatores e realizar processamentos algébricos que fora deste ambiente computacional/cartográfico poderiam ser menos eficazes e muito mais demorados.

De uma forma geral, considera-se que o método de modelagem proposto no presente trabalho contribui para preencher as lacunas dos estudos de ecologia espacial e proporciona um avanço na ciência, principalmente em termos de fundamentos para tomadas de decisão de ações para conservação e restauração da paisagem, permitindo estudar diversos fatores com integração de conhecimentos científicos e demandas da sociedade. A modelagem dos corredores de biodiversidade favorecerá a conservação das comunidades bióticas na Mata Atlântica presente na RH9, possibilitando o fluxo gênico entre Áreas Protegidas, bem como ser um instrumento capaz de auxiliar as comunidades do entorno por meio de ações sustentáveis ao ambiente.

A técnica de caminho de menor custo é útil para os gestores das Unidades de Planejamento, pois a superfície pode ser parametrizada com base nos melhores dados disponíveis e ser adaptada às características da paisagem para a qual o gestor tem conhecimento e experiência. Os resultados encontrados podem servir de estratégia para as instituições governamentais do estado de Santa Catarina na mobilização e promoção das ações de apoio à proteção e interligação dos fragmentos, utilizando as Unidades de Conservação federais e estaduais e os demais remanescentes notáveis da RH como “espinha dorsal” de rota de corredores de biodiversidade e como áreas de fontes de propágulos para fragmentos menores.

No entanto, para um aprimoramento sobre esse estudo recomenda-se a validação da análise através da coleta de informação em campo da mobilidade das espécies, atualização sempre que necessária e o maior detalhamento possível dos fatores que serviram para modelagem, além de poder manipular outras variáveis físicas e ecológicas a fim de obter diversas respostas com a definição de caminhos de menor custo.

Reforçamos ainda, que para serem eficientes, a rede de corredores proposta deverá fazer parte de um modelo de gestão integrada e participativa, envolvendo o poder público com os proprietários das áreas de interesse, considerando-se os seus distintos objetivos de conservação, para que seja possível manter e restaurar a conectividade de paisagem natural em ambientes modificados de maneira mais efetiva, de forma a compatibilizar a presença da biodiversidade, a valorização da sociodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, R. et al. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. **Molecular ecology**, v. 17, n. 24, p. 5177-5188, 2008.
- ALHO, C. J. R. Importância da biodiversidade para a saúde humana: uma perspectiva ecológica. **Estudos avançados**, v. 26, p. 151-166, 2012.
- ANDREASSEN, H. P.; HALLE, S.; IMS, R. A. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. **Journal of applied ecology**, p. 63-70, 1996.
- ARIMA, E. Y. et al. Spontaneous colonization and forest fragmentation in the Central Amazon Basin. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 103, n. 6, p. 1485-1501, 2013.
- AYRES, J. M. et al. **Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade no Brasil: Os Corredores das Florestas Neotropicais. Versão 3.0. PP/G7 - Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais: Projeto Parques e Reservas**. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). Brasília, 1997.
- BARBOSA, K. V. de C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42-46, 2017.
- BATISTELLA, M. et al. Geotecnologias e gestão territorial da bovinocultura no Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 251-260, 2011.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity?. **Conservation biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. et al. The multiple impacts of tropical forest fragmentation on arthropod biodiversity and on their patterns of interactions with host plants. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2016.
- BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation**. IUCN, 1999. Disponível em: < https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=hkkXEpcWOOgC&oi=fnd&pg=PA3&dq=ENNETT,+A.F.+Linkages+in+the+landscape.+The+role+of+corridors+and+connectivity+in+Wildlife+Conservation.+IUCN+The+World+Conservation+Union,+2003&ots=12_zjRS3Pn&sig=9nCl8LXcn4kfZ7Aa3mF7Q4bHnEg#v=onepage&q&f=false>. Acessado em 14 ago 2022.
- BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro. Ed. FGV. 2006.

BISSONETTE, J. A.; STORCH, I. (eds.). 2003. Landscape ecology and resource management: linking theory with practice. Washington: Island Press. 463p.

BOECKLEN, W. J. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. **Journal of Biogeography**, p. 59-68, 1986.

BRAGA, A. R. de O. **Estrutura da paisagem e a conectividade entre os fragmentos florestais do entorno da Cidade Universitária do Estado do Amazonas**. 2016. 68f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Áreas Protegidas na Amazônia) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Manaus, 2016.

BRANS, J. P.; MARESCHAL, B. **Promethee Methods**. In: Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. New York, NY: Springer, v. 78, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/226334105_Promethee_Methods>. Acesso em 10 out 2022

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Doc. Programa Nacional de Conectividade de Paisagens – CONECTA**. Brasília, 2018. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/florestas/Programa%20Conecta.pdf>>. Acesso em: 30 mar. 2023.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente – MMA; **Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil**. Brasília, 2002, 146 p. Disponível em: <<https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/M4D00048.pdf>> . Acesso em: 03 jun 2022.

BRINSON, M. M.; VERHOEVEN, J. **Riparian forests**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1999.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. 2. ed. rev.- Florianópolis, Ed. da UFSC, 2012. 264 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/187610>

BROOKS, T. M. et al. Global biodiversity conservation priorities. **Science**, v. 313, n. 5783, p. 58-61, 2006.

BRUDVIG, L. A. et al. Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 23, p. 9328-9332, 2009.

BURROUGH, P. A.; HEUVELINK, G. B. M. **The sensitivity of boolean and continuous (Fuzzy) logical modelling to uncertain data**. In European Conference and Exhibition on Geographical Information Systems Munich, 3. (EGIS'92). Munich, Germany, 1992. Proceedings: Munich, Germany: EGIS'92. p. 1032-1041.

CATTERALL, C. P.; GREEN, R. J.; JONES, D. N. Habitat use by birds across a forest-suburb interface in Brisbane: implications for corridors. **Nature conservation**, v. 2, p. 247-258, 1991.

CASIMIRO, P. C. Ecologia da Paisagem: Quantificação da Estrutura da Paisagem para Análise de Padrões Espaciais – Concelho de Mértola. **Revista GeoInova** – Revista do Departamento de Geografia e Planeamento Regional, Nº 4 – 2002, F.C.S.H. – U.N.L., p. 125-157, 2002.

CDB. 1992. **Convenção sobre Diversidade Biológica**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acessado em 01 maio 2022.

CHETKIEWICZ, C. L. B.; ST. CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology Evolution, and Systematics**, v. 37, p. 317-342, 2006.

CHIVIAN, E.; BERNSTEIN, A. (Ed.) **Sustaining life: how human health depends on biodiversity**. Oxford University Press, 2008.

CLARIDGE, A. W.; LINDENMAYER, D. B. A necessidade de uma abordagem mais sofisticada para o projeto de corredores de vida selvagem nas florestas de uso múltiplo do sudeste da Austrália: o caso dos mamíferos. **Pacific Conservation Biology**, v. 1, n. 4, pág. 301-307, 1994.

COSTA, A.; GALVÃO, A.; DA SILVA, L. G. Mata Atlântica Brasileira: Análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. **Revista GEOMAE**, v. 10, n. 1, p. 112-123, 2019.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. **Investigação Operacional**, v.24, n.1, p.109-137, 2004.

CRISTOFFER, C.; EISENBERG, J. **On the captive breeding and re-introduction of the Florida panther in suitable habitats. Task No. 1. Report**, 1985.

CRUZ, A. **Avian resource use in a Caribbean pine plantation**. The Journal of Wildlife Management, p. 274-279, 1988.

DAMSCHEIN, E. I. et al. **Corridors increase plant species richness at large scales**. Science, v. 313, n. 5791, p. 1284-1286, 2006.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. Uma pesquisa e visão geral de experimentos de fragmentação de habitat. **Biologia da conservação**, v. 14, n. 2, pág. 342-355, 2000.

DE FREITAS, L. E.; GARAY, I. E. G. **Corredores Ecológicos como Ferramentas de Gestão**. Brazilian Journal of Development, v. 7, n. 5, p. 47042-47063, 2021. Doi: <https://doi.org/10.34117/bjdv.v7i5.29590>

DE LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 241-247, 1999.

DICKSON, J. G. et al. Streamside zones and breeding birds in eastern Texas. **Wildlife Society Bulletin**, p. 750-755, 1995.

DIJKSTRA, E. W. A note on two problems in connection with graphs. **Numerische Mathematik**, p. 259-271, 1959.

ESCOBAR, F. B. **Padrões estruturais fitossociológicos e áreas potenciais para corredores ecológicos na bacia do puraquequara Manaus - AM**. 2016. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2016.

ELMASRI, R.; NAVATHE, S. Fundamentals of Database Systems. **Pearson Education**, 2004.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 48, p. 1-23, 2017.

FARRIER, M. et al. The legal aspects of connectivity conservation: case studies. 2013.

FELGUEIRAS, C. A. **Modelagem Ambiental com tratamento de incertezas em sistemas de informação geográfica: o paradigma geoestatístico por indicação**. 213 f. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2001. Disponível em: . Acesso em: 04 jan. 2016.

FERRAZ, A. C. P. Efeitos de borda em florestas tropicais sobre artrópodes, com ênfase nos dípteros ciclorrafos. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 189-198, 2011.

FERREIRA, M. C. **Iniciação à análise geoespacial: teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento**. Editora Unesp, São Paulo, 2014.

FERRETTI V.; POMARICO S. An integrated approach to studying land suitability for ecological corridors through multi-criteria spatial assessments. **Environment Development and Sustainability**, v. 15, p. 859-885, 2013.

FIDALGO, E. C. C. **Critérios para a análise de métodos e indicadores ambientais usados na etapa de diagnóstico de planejamentos ambientais**. Biblioteca digital da UNICAMP. Disponível em <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000303237>>. Acessado em 2 nov 2022.

FISHER, A. M.; GOLDNEY, D. C. Native forest fragments as critical bird habitat in a softwood forest landscape. **Australian Forestry**, v. 61, n. 4, p. 287-295, 1998.

FONSECA, C. R. et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209-1219, 2009.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, v. 26, p. 1-8, 1976.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge University press, 1995.

GILMORE, A. M. Plantation forestry: conservation impacts on terrestrial vertebrate fauna. In: DARGAVEL, J; SEMPLE, N. **Prospects for Australian Forest Plantations**. Canberra: Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University, 1990. pp. 377–388.

GOMES, E. G. **Integração entre sistemas de informação geográfica e métodos multicritério no apoio à decisão espacial**. Rio de Janeiro, 1999. Dissertação (Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

GRAVIOLA, G. R; RIBEIRO, M. C.; PENA, J. C. Reconciling humans and birds when designing ecological corridors and parks within urban landscapes. **Ambio**, 2021. Doi: doi.org/10.1007/s13280-021-01551-9

GUTZWILLER, K. J. Applying Landscape Ecology in Biological Conservation: principles, constraints, and prospects. In: GUTZWILLER, K. J. (eds) **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**. New York: Springer, 2002. 518p.

HADDAD, N. M.; BAUM, K. A. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. **Ecological applications**, v. 9, n. 2, p. 623-633, 1999.

HADDAD, N. M.; ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1543-1545, 2000.

HADDAD, N. M.; TEWKSBURY, J. J. Impacts of corridors on populations and communities 11. 2006.

HADDAD, N. M. et al. Applied Ecology: Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 52, p. 1–9, 2015.

HAINES-YOUNG, R; POTSCHEIN, M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In RAFFAELLI, D.G.; FRID, C. L.J (Ed.). **Ecosystem ecology: a new synthesis**.

Cambridge University Press, 2010. Cap 6. Disponível em: <https://web.archive.org/web/20180616220006id_/https://www.pik-potsdam.de/news/public-events/archiv/alter-net/former-ss/2009/10.09.2009/10.9.-haines-young/literature/haines-young-potschin_2009_bes_2.pdf>. Acesso em 19 set. 2022.

HILL, C. J. Conservation corridors and rainforest insects. **Forests and insects**, p. 381-393, 1997.

IUCN. **Guidelines protected Area Management Categories**. Gland: IUCN, 1994.

JENSEN, J. R.; EIPHANIO, J. C. N. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese Editora, 2009.

JIANYUAN, Y. **Using Analytic Hierarchy Process as the auxiliary decision of computer integrated system for library management (CISLM)**. Nankai University, China, 1992. Disponível em: <<http://web.simmons.edu/~chen/nit/NIT'92/387-yan.htm>>. Acesso em: 07 nov 2022.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução Hermann Kux. São Paulo. Oficina de Textos, p.423, 2009.

LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 231-239, 1999.

LEAL, F. A.; ALMEIDA, M. V. de S.; LEAL, G. da S. A.; SANTOS FILHO, F. F. Modelagem de Corredores Ecológicos para Conexão Entre Duas Florestas Nacionais em Rondônia. **Nativa**, 7(2), 204–212. 2019. <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i2.6747>

LEITÃO, A. B.; AHERN, Jack. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and urban planning**, v. 59, n. 2, p. 65-93, 2002.

LEEMANS, R.; DE GROOT, R. S. **Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. 2003.

LEUZINGER, M. D. **Natureza e cultura: unidades de conservação de proteção integral e populações tradicionais residentes**. Curitiba: Letra da Lei, 2009.

LIMA, S. L.; ZOLLNER, P. A. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 3, p. 131-135, 1996.

LINDENMAYER, D. B. **Islands of bush in a sea of pines**. Research Report 6/00. National Research and Development Program on Rehabilitation. Program on Rehabilitation, Management and Conservation of Remnant Vegetation, 2000.

LINDENMAYER, D. B. et al. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. **Ecological Monographs**, v. 72, n. 1, p. 1-18, 2002.

LINDENMAYER, D. B.; FISHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Island Press, 2013.

LONG, J. A., NELSON, T. A., WULDER, M. A. Characterizing forest fragmentation: Distinguishing change in composition from configuration. **Applied Geography**, v. 30, n. 3, p 426–435, 2010.

LONGLEY, P. A. et al., **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**, 3ª Ed., Porto Alegre/RS: Bookman, 2013

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154-1165, 2009.

LOUZADA, F. L. R. de O. **Proposta de corredor ecológico para interligação dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES, utilizando geotecnologias**. 2010. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010.

LOUZADA, F. L. R. de O.; SANTOS, A. R. dos; SILVA, A. G. da. **Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3**. 1. ed. Alegre: CAUFES, 2010. v. 91.

LOUZADA, F. L. R. et al. Proposal of ecological corridors for interconnection of State parks by using geotechnology, Espirito Santo (ES)-Brazil/Proposta de corredores ecologicos para interligacao de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espirito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geográfica Venezuelana**, v. 53, n. 2, p. 239-255, 2012.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

MACHTANS, C. S.; VILLARD, M.; HANNON, S. J. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. **Conservation biology**, v. 10, n. 5, p. 1366-1379, 1996.

MAJKA, D.; JENNESS, D.; BEIER, P. **CorridorDesigner**: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. 2007. Disponível em: <<http://corridordesign.org>>. Acesso em: 25 jan. 2020.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Efeitos relativos do tamanho do fragmento e conectividade na comunidade de aves na Mata Atlântica: implicações para a conservação. **Conservação biológica**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

MASEK, J. G. et al. The role of remote sensing in process-scaling studies of managed forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 109–123, 2015.

MATIAS, L. F. **Sistema de Informações Geográficas (SIG): Teoria e Método para Representação do Espaço Geográfico**. 2001. 325 f. Tese (Doutorado em Geografia Humana) -Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics. In: A. H. El-Shaarawi e W. W. Piegorsch (Eds.), **Encyclopedia of environmentrics**, p. 1135–1142, 2002.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. C. Streamside versus upslope breeding bird communities in the central Oregon Coast Range. **The Journal of wildlife management**, p. 10-23, 1992.

MEDEIROS, R.; GARAY, I. Singularidades do sistema de áreas protegidas para a conservação e uso da biodiversidade brasileira. **Dimensões humanas da biodiversidade. Petrópolis: Vozes**, p. 169-184, 2006.

MEIRA, R. T.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. C. Elaboração de Carta de Adequabilidade Ambiental de uma pequena propriedade rural no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo, utilizando técnicas de geoprocessamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 77-84, 2016.

MELLO, F. P. C. **Corredores Ecológicos no Brasil e no Mundo: Uma Síntese das Experiências**. 2013. 391f. Dissertação (Mestrado em Práticas de Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ, Rio de Janeiro. 2013.

MERRIAM, G. R. A. Y. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. **Nature conservation**, v. 2, p. 133-142, 1991.

METZGER, J. P. **Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999. Tradução . . Acesso em: 30 mar 2023.

METZGER, J. P.; SODHI, N. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: our human planet-summary for decision-makers**. 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) & PROGRAMA PILOTO PARA A PROTEÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS DO BRASIL (PPG7). **Projeto Corredores Ecológicos**. Brasília. 2002, 147p

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de informações geográficas**. Embrapa Informação Tecnológica. Brasília, DF. 2005. p.425

MOILANEN, A.; NIEMINEN, M. Simple connectivity measures in spatial ecology. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1131-1145, 2002.

MOORE, S. E.; ALLEN, H. L. Plantation Forestry.. In: HUNTER Jr, M.L. **Maintaining biodiversity in forest ecosystems**. Cambridge University Press, 1999. Cap. 12, p. 400-4333

MOREIRA, F. R. et al. **Inferência geográfica e suporte à decisão**. In: CÂMARA, G., DAVIS, C., MONTEIRO, A.M.,D'ALGE, J.C. Introdução à Ciência da Geoinformação. São José dos Campos/SP, INPE, 2001(on-line, 2ª edição, revisada e ampliada)

MORENO, M. L. et al. Area and edge effects on leaf-litter decomposition in a fragmented subtropical dry forest. **Acta Oecologica**, v. 60, p. 26-29, 2014.
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X14000927>>

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em análise de multicritérios. In: Simpósio de Sensoriamento Remoto (SBSR), 13, 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos/SP: INPE, 2007. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr%4080/2006/11.13.14.41/doc/2899-2906.pdf>>. Acesso em 14 set 2022.

MUCHAILH, M. et al. Metodologia De Planejamento De Paisagens Fragmentadas Visando A Formação De Corredores Ecológicos. **Floresta**. P.40, 2010. Doi: 10.5380/rf.v40i1.17106.

NAEEM, S. et al. Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1844, p. 20162091, 2016. <<http://doi.org/10.1098/rspb.2016.2091>>.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

NORTON, D. A. Forest reserves. In: HUNTER, M. L.; HUNTER JR, M.L.. **Maintaining biodiversity in forest ecosystems**. Cambridge University Press, cap 16, p. 525-555, 1999

NOSS, R. F.; HARRIS, L. D. Nodes, networks, and MUMs: preserving diversity at all scales. **Environmental management**, v. 10, p. 299-309, 1986.

NOSS, R. F. **Wildlife corridors**. In: Smith, D.S.; Hellmund, P.C. Ecology of Greenways. University of Minnesota Press: Minneapolis, USA, p. 43–68, 1993.

ODUM, H. T. **Systems ecology**. New York, Wiley Interscience, 1983.

OLFF, H.; RITCHIE, M. E. Fragmented nature: consequences for biodiversity. **Landscape and urban planning**, v. 58, n. 2-4, p. 83-92, 2002.

OLIVEIRA, A. P. G. et al. (2015). Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, 39(4), 595–602. <<https://doi.org/10.1590/0100-67622015000400001>>.

OLIVEIRA, É. H. de. **A utilização das geotecnologias no ensino de geografia**. 2013. 50 f. Monografia (Graduação em Educação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2013.

O'NEILL, R. V. et al. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.1, n.3, p. 153-162, 1988.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, 2009.

PELUZIO, T. M. de O. **Lógica Fuzzy na Determinação de Fragmentos Florestais para a Coleta de Sementes**. 2017. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

PEREIRA, J. L. G. et al. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, p. 59-90, 2001.

PETIT, S.; USHER, M. B. Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, p. 1549-1561, 1998.

PETTERSSON, B. Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. **Biological Conservation**, v. 32, n. 4, p. 335-353, 1985.

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187–191, 2017.

PIERIK, M. E. et al. Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to circuit connectivity analysis. **Ecological indicators**, v. 67, p. 807-820, 2016.

PINHEIRO, M. R. (org.). **Recomendações para reconhecimento e implementação de mosaicos de áreas protegidas**. Brasília, 2010.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**. 24. p. 253-266, 2018. Doi: 10.1007/s10980-008-9303-y.

PRADO, P. I. et al. Caracterização dos registros de ocorrência de espécies de plantas e mamíferos no sul da Bahia, Brasil. **Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia**. IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, Bahia, Brasil. 2003. Disponível em: <

https://www.researchgate.net/profile/Luiz-Pinto-3/publication/271644826_Caracterizacao_dos_registros_de_ocorrendia_de_especies_de_plantas_e_mamiferos_no_sul_da_Bahia_Brasil/links/54d39e440cf2b0c6146dd720/Caracterizacao-dos-registros-de-ocorrendia-de-especies-de-plantas-e-mamiferos-no-sul-da-Bahia-Brasil.pdf>. Acesso em 19 ago 2022.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Ed. Planta, 2001. 327p.

PÜTZ, S., GROENEVELD J., ALVES L. F., METZGER J. P., HUTH A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**. V.222, n.12, p.1986–1997, 2011.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003, 510p.

RAVAN, S. A.; ROY, P.S. Landscape ecological analysis of disturbance gradient using geographic information system in the Madhav National Park, Madhya Pradesh. **Current Science**, v. 68, n. 3, p. 309-315, 1995.

RESASCO, J. Meta-analysis on a decade of testing corridor efficacy: what new have we learned?. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 4, p. 61-69, 2019.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO-SOUZA, P. Under pressure: suitable areas for Neotropical cats within an under-protected biodiversity hotspot (dados ainda não publicados).

RIENTJES, S.; ROUMELIOTI, K. **Support for ecological networks in European nature conservation: an indicative social map**. European Centre for Nature Conservation, 2003.

RIVA, F.; FAHRIG, L. Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. **Ecology Letters**, v. 26, n. 2, p. 268-277, 2023.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. de P. B. **Geoecologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 6 ed. E-book. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/66152> Acesso em 18 jun 2022.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81–90, 2005.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of mathematical psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L. Some Mathematical Concepts of the Analytic Hierarchy Process. **Behaviormetrika**, v.29, p.1-9, 1991.

SAATY, T. L. **Theory and applications of the analytic network process: decision making with benefits, opportunities, costs, and risks**. RWS publications, 2005.

SAITO N. S. et al. Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 201–210, 2016.

SALLUN, Alethéa Ernandes Martins; SUGUIO, Kenitiro; SALLUN FILHO, William. Geoprocessamento para cartografia do alogrupo Alto Rio Paraná (SP, PR e MS). **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 59/3, p. 289-299, 2007.

SAN VICENTE, M. G.; VALENCIA, P. J. L. Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos; Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats. **Observatorio Medioambiental**, v. 11, p. 171-183, 2008. Disponível em: <https://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:UQYVKrq_sEQJ:scholar.google.com/+Mikel+GURRUTXAGA+SAN+VICENTE%3B+Pedro+J.+LOZANO+VALENCIA&hl=pt-BR&as_sdt=0,5>.

SANTA CATARINA. Secretaria Executiva do Meio Ambiente. **Zoneamento Ecológico – Econômico - Diagnóstico Socioambiental da Região Hidrográfica do Sul Catarinense – RH9**. Florianópolis: 2022. Disponível em: <<https://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/zoneamento-ecologico-economico/rh9/2644-diagnostico-rh9-consulta-publica-22-11-22/file>>. Acesso em: 23 nov. 2022.

SANTO-SILVA, E. E. et al. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plant ecology**, v. 217, p. 1129-1140, 2016.

SANTOS, C. R. **Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos utilizando modelagem ambiental**. Tese de Doutorado em Geografia. Presidente Prudente. 220f. 2017. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/150519>>. Acesso em: 13 nov. 2022.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414-424, 2018.

SANTOS, P. Z. F. **O potencial dos sistemas agroflorestais para incremento da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica**. 2017. 57 f. Dissertação (Mestrado em Práticas em Desenvolvimento Sustentável). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Conselho Estadual do Meio Ambiente, Comissão Temática de Biodiversidade e Áreas Protegidas. **Corredores Ecológicos Relatório Final**, 2019. Disponível em <<https://smastr16.blob.core.windows.net/consema/2020/01/b-relatorio-final-ctbio-e-minuta-corredores-ecologicos.pdf>>. Acesso em 04 de junho de 2022.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Fundação para conservação e a produção florestal **do Estado de São Paulo. Instituto Florestal**. 2010. Disponível em: < <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>>. Acessado em: 12 março 2022.

SANDERSON, J. et al. **Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes**. Conservation international. Center for applied biodiversity science, 2003.

SAMPAIO, R. C. N. Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do estado de São Paulo. 2011.

SAUNDERS, D. A.; DE REBEIRA, C. P. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. **Nature Conservation 2: The Role of Corridors**, p. 221–240. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, 1991. E-book. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/264497036_Values_of_corridors_to_avian_populations_in_a_fragmented_landscape>.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523-537, 2010.

SCHMIEGELOW, F. K. A.; MACHTANS, C. S.; HANNON, S. J. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. **Ecology**, v. 78, n. 6, p. 1914-1932, 1997.

SCHROTH, G. et al. (Ed.). **Agrossilvicultura e conservação da biodiversidade em paisagens tropicais**. Island Press, 2004.

SEOANE, C. E. S. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-207, 2010.

SILVA, M. et al. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica espaço-temporal de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. 2010.

SILVA, V. L.; MEHLTRETER, K.; SCHMITT, J. L. Ferns as potential ecological indicators of edge effects in two types of Mexican forests. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 669–676, 2018.

SIMPSON, G. G. Data on the Relationships of Local and Continental Mammalian Faunas. **Journal of Paleontology**, v. 10, p. 410-414, 1936.

SMITH, R. D.; MALTBY, E. **Using the ecosystem approach to implement the convention on biological diversity: key issues and case studies**. IUCN, 2003.

SOARES-FILHO, B. S. S. **Análise de paisagem: fragmentação e mudanças**. Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto. Instituto de Geociências, UFMG. 1998. In: http://csr.ufmg.br/dinamica_utils/download/files/publications/apostila.pdf. Acesso em: 14 ago 2022.

SOULÉ, M. E.; SIMBERLOFF, D. S. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? **Biological Conservation**, v. 35, n. 1, p. 19-40, 1986.

SOUZA, S. O. Geotecnologias aplicadas à análise espaço tempo do uso e da ocupação da terra na planície costeira de Caravelas (BA). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 1, p. 71-89, 2015.

START, A. N. How can edge effects be minimized. **Nature conservation**, v. 2, p. 417-418, 1991.

TAMBOSI, L. R. **Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens para a otimização dos esforços de restauração**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

TAYLOR, P. D.; FAHIG, K. H.; MERRIAN, G. Connectivity is a vital element of land-scape structure. **Oikos**, 68: 571-572, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M (Eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press. **Conservation Biology**, v.14, p. 29, 2006.

TEIXEIRA, C. S. et al. Monocultures negatively influence ecosystem services provided by roots, plant litter and soil C stocks in subtropical riparian zones. **Environment Development and Sustainability**, p. 1-14, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03214-z>

TEMPLE, S. A.; CARY, J. R. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 340-347, 1988.

TOMLIN, C. D. **Geographic Information Systems and Cartographic Modeling**, f. 125. p. 249, 1990.

TÔSTO, S. G. et al. **Geotecnologias e Geoinformação : o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília - DF: Embrapa, 2014.

TURNER, I. M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest:a Review of the Evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200-209, 1996.

TURNER, M. G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V.. **Landscape ecology in the theory and practice: pattern and process**. New York: Springer-Verlag. 401p. 2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Rede São Paulo de Formação Docente. 2012. Disponibiliza Disciplinas da USP [Ambiente Virtual de Apoio à Graduação e Pós-Graduação]. Disponível em: <<https://edisdisciplinas.usp.br/course/view.php?id=66168§ion=0>>.

VAN DORP, D.; SCHIPPERS, P.; VAN GROENENDAEL, J. M. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. **Landscape ecology**, v. 12, p. 39-50, 1997.

VIANA, V. M; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF - ESALQ/USP**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VINCKE, P. **Multicriteria Decision-Aid**. John Wiley e Sons Incorporated, f. 77, p. 154, 1992.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial: Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos, São Paulo – SP, 1998. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>>. Acessado em: 5 junho 2022.

ZUFFO, A. C.; SANTOS DOS, R. F.; CHAUDHRY, F. H. Aplicação de métodos multicriteriais ao Planejamento de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 7, n.1. Jan/Mar. p/ 81-102. 2002.

WINFREE, R. et al. Testing simple indices of habitat proximity. **The American Naturalist**, v. 165, n. 6, p.707–717, 2005.